

**MODELACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA DEL RÍO MAGDALENA, TRAMO
PUENTE PUMAREJO-BOCAS DE CENIZA**

TEJERA GONZÁLEZ MARÍA PAULINA

VÁSQUEZ JARABA MARÍA CAMILA



**UNIVERSIDAD DE LA COSTA, CUC
FACULTAD DE CIENCIAS AMBIENTALES
INGENIERÍA AMBIENTAL**

Barranquilla

2013

**MODELACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA DEL RÍO MAGDALENA, TRAMO
PUENTE PUMAREJO-BOCAS DE CENIZA**

MARÍA PAULINA TEJERA GONZÁLEZ

MARÍA CAMILA VÁSQUEZ JARABA

PROYECTO DE GRADO

Para obtener el título de:

INGENIERO AMBIENTAL

Asesor ph.D **Franklin M. Torres Bejarano**

UNIVERSIDAD DE LA COSTA, CUC

FACULTAD DE CIENCIAS AMBIENTALES

INGENIERÍA AMBIENTAL

Barranquilla

2013

Nota de Aceptación

Firma del presidente del Jurado

Firma del Jurado

Firma del Jurado

Barranquilla, 2013

A Nuestros Padres

Por siempre mostrarnos su apoyo incondicional y motivación para la culminación de nuestros estudios profesionales y para la elaboración de esta tesis; por ayudarnos a cumplir esta etapa de la vida.

María Paulina Tejera y María Camila Vásquez.

AGRADECIMIENTOS

A Dios

Por guiar nuestro camino, fortalecer nuestra mente con sabiduría y nuestro corazón con su bondad, Él es el pilar fundamental que ha guiado nuestras decisiones en la vida y nos ha permitido enriquecer nuestros conocimientos y nuestro espíritu.

A nuestros padres

Por brindarnos sus consejos, amor y entendimiento en cada etapa de nuestras vidas.

Sin ellos nada de esto sería posible.

Al Dr. Franklin

Por ser el mentor, maestro y director de esta tesis, sus conocimientos, paciencia y buenos consejos han hecho de este proyecto de grado una realidad.

A nuestros hermanos

Por ser un ejemplo a seguir, por cuidarnos y ser nuestros cómplices en este camino que tomamos.

A Rubén Cantero y Erika Arbeláez

Por su asistencia en la campaña de medición, criterio y experiencia para realizar los ensayos de laboratorio, gracias por dar su mejor esfuerzo.

A nuestros profesores

Por brindarnos sus conocimientos, experiencias y enriquecer nuestras mentes. Su amor a la labor de enseñar es nuestra mayor motivación a seguir escalando en nuestra vida profesional.

A nuestros compañeros

Su solidaridad, alegría y compañía desinteresada ha sido la mejor que podríamos haber deseado, sin ella no habríamos alcanzado el mismo aprendizaje. Gracias por convertirse en más que compañeros en nuestros verdaderos amigos y pronto grandes colegas.

A nuestros amigos y familiares

Por motivarnos cada día para seguir adelante, compartir los buenos y malos momentos y ayudarnos a superar cada obstáculo.

A Cormagdalena

Por suministrar información para los datos de entrada del módulo hidrodinámico.

CONTENIDO

INTRODUCCIÓN	14
1. FORMULACIÓN DEL PROBLEMA.....	16
2. JUSTIFICACIÓN	20
2.1 IMPORTANCIA DE LOS MODELOS EN LAS EVALUACIONES AMBIENTALES	21
2.2 NORMATIVIDAD NACIONAL	22
2.3 GESTIÓN DEL RECURSO HÍDRICO	23
3. OBJETIVOS	25
3.1.1 OBJETIVO GENERAL.....	25
3.1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	25
4. ALCANCE.....	26
5. ANTECEDENTES.....	27
6. CONSIDERACIONES GENERALES SOBRE MODELACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA	32
6.1 DINÁMICA DE RÍOS	32
6.1.1 TIPOS DE FLUJO SEGÚN VARIACIÓN DE ESPACIO Y TIEMPO	34
6.1.2 TIPOS DE FLUJO SEGÚN EL EFECTOS DE LA VISCOSIDAD (FLUJO LAMINAR Y TURBULENTO)	37
6.2 FENÓMENOS DE TRANSPORTE	40
6.2.1 TRANSPORTE ADVECTIVO	42
6.2.2 TRANSPORTE DIFUSIVO.....	45
6.3 MODELACIÓN HIDRODINÁMICA	51

6.3.1	LAS ECUACIONES DE SAINT VENANT	51
6.3.2	MODELACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA	55
6.4	FUNDAMENTOS DE LA MODELACIÓN	59
6.4.1	TIPOS DE MODELOS	60
6.4.2	MÉTODOS DE SOLUCIÓN DE LAS MALLAS NUMÉRICAS	63
6.4.3	VALIDACIÓN DE MODELOS NUMÉRICOS.....	65
6.4.4	TIPOS DE MODELOS DE SIMULACIÓN DE LA CALIDAD DE AGUA.....	67
6.4.5	MODELOS EULERIANOS – LAGRANGIANOS	71
6.4.6	MODELOS NUMÉRICOS DE TRANSPORTE DE CONTAMINANTES PARA RÍOS.....	72
7.	<u>EL MODELO DE CALIDAD DE AGUA ANAITE/2D</u>	<u>79</u>
7.1	EL MÓDULO HIDRODINÁMICO.....	81
7.2	EL MÓDULO DE TRANSPORTE DE CONTAMINANTES.....	82
7.2.1	MODELACIÓN DE LA TEMPERATURA	83
7.2.2	MODELACIÓN DE LA SALINIDAD	84
7.2.3	MODELACIÓN DE SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES.....	84
7.2.4	MODELACIÓN DE DBO Y OD	85
7.2.5	MODELACIÓN DE COLIFORMES FECALIS	86
7.2.6	MODELACIÓN DE LA EUTROFICACIÓN	87
8.	<u>DESCRIPCIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO: TRAMO DEL RÍO MAGDALENA DESDE EL PUENTE PUMAREJO HASTA BOCAS DE CENIZA.....</u>	<u>89</u>
8.1	DESCRIPCIÓN FÍSICA.	89
8.2	DESCRIPCIÓN DE DESCARGAS	94
8.2.1	DESCARGAS INDUSTRIALES	95
8.2.2	ALCANTARILLADOS PLUVIAL Y DOMÉSTICO DE BARRANQUILLA	96
9.	<u>APLICACIÓN DEL MODELO ANAITE/2D A LA ZONA DE ESTUDIO</u>	<u>99</u>
9.1	ANÁLISIS DE LA INFORMACIÓN REQUERIDA POR EL MODELO	99

9.1.1	DATOS BATIMÉTRICOS	100
9.1.2	DATOS OCEANOGRÁFICOS	102
9.1.3	DATOS HIDRÁULICOS	103
9.1.4	CAMPAÑA DE MEDICIÓN Y MUESTREO	104
9.2	ADAPTACIÓN DEL MODELO AL TRAMO DE ESTUDIO	107
9.2.1	DEFINICIÓN DE LA MALLA DE CÁLCULO.....	108
9.2.2	DESARROLLO Y RESULTADOS DE LA SIMULACIÓN HIDRODINÁMICA	109
9.2.3	CALIBRACIÓN Y VALIDACIÓN DE LA SIMULACIÓN HIDRODINÁMICA.....	114
9.3	SIMULACIÓN DEL TRANSPORTE DE CONTAMINANTES	116
9.3.1	ESCENARIO 1: DIAGNÓSTICO DE LA CALIDAD DEL AGUA DEL RÍO.	117
9.3.2	ESCENARIO 2: PRONÓSTICO DE LA CALIDAD DEL AGUA DEL RÍO.	125
9.3.3	CALIBRACIÓN Y VALIDACIÓN DE LA SIMULACIÓN DE CALIDAD DE AGUA	134
10.	<u>CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES</u>	<u>137</u>
10.1	RECOMENDACIONES.....	138
	<u>BIBLIOGRAFÍA.....</u>	<u>139</u>

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Evolución de la modelación matemática de la calidad del agua.....	29
Figura 2	Modelo a escala del río Magdalena (IDEHA, 2005).....	31
Figura 3	Terminología y descripción de la geometría de cauces naturales.	33
Figura 4	Clasificación de flujo como permanente o transitorio.....	35
Figura 5	Algunos tipos de flujo en ríos.....	37
Figura 6	Características de flujo turbulento y flujo laminar.....	38
Figura 7	Proceso de transporte advectivo de un plano 1 a un plano 2 (Schnoor, 1987).....	42
Figura 8	Descripción del efecto del gradiente de concentración en el flujo de masa (Fischer, 1979)	47
Figura 9	Volumen de control para derivar la ecuación 12 (Fischer, 1979)	48
Figura 10	Representación de flujo en dos dimensiones	54
Figura 11	Distribución de la concentración de una descarga puntual en un río o estuario (Wainwright, et al., 2004)	56
Figura 12	Clasificación de los modelos.	60
Figura 13	Tipos de celdas de una malla numérica	64
Figura 14	Clasificación de las técnicas de simulación (modificado de James, 1993).	69
Figura 15	Algoritmo del sistema ANAITE/2D	81
Figura 16	Localización del tramo en estudio (Imágenes tomadas del Geoportal IGAC).....	89
Figura 17	Definición del tramo de estudio.....	90
Figura 18	Promedio multianual de temperatura mínima, promedio y máxima	92
Figura 19	Promedio multianual de precipitación y números de días de precipitación	93
Figura 20	Zonas industriales de Barranquilla: a) Zona Franca b) Vía 40.	95
Figura 21	Distribución del alcantarillado en Barranquilla.....	97

Figura 22	Batimetría del Río Magdalena marzo, 2012.....	100
Figura 23	Secciones transversales típicas del río Magdalena en el tramo estudiado	101
Figura 24	Variación de marea en Bocas de Ceniza para el periodo Febrero-Abril 2012	102
Figura 25	Variación de caudales en el río magdalena K20+800.....	103
Figura 26	Puntos de medición y muestreo (imagen de fondo tomada de Google Earth)	104
Figura 27	Resultados de parámetros de calidad del agua en el río Magdalena	107
Figura 28	Configuración de la malla de cálculo.....	109
Figura 29	Simulación de la velocidad (magnitud)	111
Figura 30	Simulación de mapa de vectores de la velocidad	112
Figura 31	Simulación hidrodinámica (líneas de corriente)	113
Figura 32	Perfil longitudinal por el Thalweg Río Magdalena	115
Figura 33	Ubicación de las descargas domésticas e industriales en el tramo estudiado	117
Figura 34	Simulación del transporte de Sólidos Suspendidos	119
Figura 35	Evolución de perfiles de concentración para la SST.....	120
Figura 36	Dispersión de los sólidos suspendidos en diferentes zonas.	120
Figura 37	Simulación de la DBO	121
Figura 38	Evolución de perfiles de concentración para la DBO	122
Figura 39	Dispersión de la DBO.....	122
Figura 40	Simulación del oxígeno disuelto.....	123
Figura 41	Evolución de perfiles de concentración para la OD	124
Figura 42	Dispersión de la OD.....	124
Figura 43	Simulación de Coliformes Fecales.....	127
Figura 44	Simulación de oxígeno disuelto.....	128
Figura 45	Simulación de Demanda Biologica de Oxigeno	129

Figura 46	Simulación de Sólidos Suspendidos Totales.....	130
Figura 47	Simulación de Nitratos	132
Figura 48	Simulación de nitrógeno amoniacal.....	133
Figura 49	Perfil central del río Magdalena.....	134
Figura 50	Calibración del modelo. Comparación de DBO, OD y SST medido y calculado.....	135

LISTA DE TABLAS

Tabla 1.	Coordenadas de los puntos de muestreo.	105
Tabla 2.	Equipos usados en la campaña de medición.	105
Tabla 3.	Datos iniciales introducidos al modelo.....	111
Tabla 4.	Valores referenciales del criterio de Nash-Sutcliffe	114
Tabla 5.	Características de las descargas para el Escenario 1	118
Tabla 6.	Características de las descargas para el Escenario 2	126

RESUMEN

Los modelos matemáticos de calidad del agua son una herramienta de control, que contribuyen a la planificación, a la prevención y toma de decisiones enfocadas al manejo de los recursos hídricos. Por ello, diferentes países, entre los cuales está Colombia, han establecido la pertinencia de su implementación para determinar el grado de asimilación de los cuerpos de agua a vertimientos de diferente índole. La zona de estudio comprende una extensión de 21 Km del río Magdalena, desde el puente Pumarejo hacia aguas abajo, dentro de la cual se ubica el Corredor Industrial de Barranquilla que vierte sus aguas residuales al río causándole un impacto ambiental significativo. Por lo cual, esta investigación tiene como objetivo simular el transporte de los contaminantes provenientes de los efluentes del corredor industrial de Barranquilla, para realizar estudios de dispersión de contaminantes que permitan representar la calidad del agua que se tiene en el ecosistema estudiado.

Para el desarrollo de este trabajo se adaptó e implementó un modelo numérico bidimensional, que consta de dos módulos y se resuelve en dos tiempos. Inicialmente se aplicó el módulo hidrodinámico que resuelve las ecuaciones para las aguas someras derivadas de Navier-Stokes-Reynolds, mediante un método euleriano-lagrangiano. Posteriormente se aplicó el módulo de transporte de contaminantes que resuelve la ecuación de Advección-Difusión-Reacción en su forma bidimensional, también por el método euleriano-lagrangiano.

A través de la simulación de diferentes escenarios de descarga, se identificaron puntos críticos de contaminación dentro del área de estudio, representando el comportamiento de los contaminantes descargados en éste.

Palabras claves: Simulación, Calidad del agua, hidrodinámica, modelo, descarga.

ABSTRACT

Mathematical modeling of water quality are tools of control, contributing to the planning, prevention and decisions focused on water resource management. Therefore, different countries, among which is Colombia, have established the relevance of its implementation to determine the degree of assimilation of discharges to water bodies of different kinds. The study area covers 21 km of the Magdalena River, from Pumarejo Bridge to the mouth in the Caribbean Sea, which is located the Industrial Corridor of Barranquilla pouring their sewage into the river causing a significant environmental impact. Therefore, this research aims to simulate the transport of pollutants from effluents of industrial corridor Barranquilla, for pollutant dispersion studies ways to represent the quality of water in the ecosystem you have studied.

For the development of this work was adapted and implemented a two-dimensional numerical model, which consists of two modules solved in two stages. Initially the hydrodynamic module was applied solving the shallow waters equations derived from Navier-Stokes-Reynolds, using an Eulerian-Lagrangian method for its solution. Then we applied the contaminant transport module that solves the two-dimensional advection-diffusion-reaction equation, also using an Eulerian-Lagrangian method.

Through the simulation of different scenarios of discharge, pollution critical points were identified within the study area, representing the behavior of pollutants discharged into it.

Keywords: Simulation, Water quality, hidrodinamic, model, wastewater.

INTRODUCCIÓN

Desde tiempos antiguos el río Magdalena ha sido pieza clave para la construcción y desarrollo de las poblaciones cercanas a su cauce, inclusive se constituye factor determinante para el inicio de asentamientos urbanos, puesto que este recurso es indispensable para la vida y ofrece ventajas competitivas a la población. El río Magdalena es considerado uno de los activos ambientales principales de Colombia, distinguiéndolo su extensa longitud y gran caudal. Sus aguas tienen múltiples usos y son tomadas por la mayoría de las poblaciones aledañas a su cauce, además es fuente de actividades económicas como la piscicultura, acuicultura y alimenta algunos distritos de riego.

El uso de modelos es una práctica antigua, ya que el ser humano ha tratado de representar y entender su medio a través de ideas y objetos que con detalles específicos y característicos del sistema permitan su comprensión y manipulación. Un modelo es considerado como una representación de la realidad, donde se tienen en cuenta los aspectos más importantes del fenómeno que se desea reproducir para así conocer su comportamiento. Existen diversos tipos de modelos entre los cuales se encuentran los modelos matemáticos, que con el tiempo han tenido una mayor aceptación por su variada aplicabilidad, aceptación científica y facilidad de uso. Los modelos de calidad de agua simulan cambios en la concentración de los contaminantes, así como su movimiento a través del ambiente.

Este proyecto está orientado a simular el comportamiento y transporte de parámetros de calidad de agua en el Río Magdalena, desde el puente Pumarejo hasta la desembocadura en Bocas de Ceniza, con una longitud aproximada de 21 Km, utilizando un modelo numérico bidimensional ajustado a las condiciones del río para estudiar la

dispersión de los contaminantes provenientes de los efluentes industriales que son vertidos por las empresas ubicadas en la ribera del río. El modelo permite la representación de la evolución de las descargas de aguas residuales de la zona, la identificación de sitios que requieren medidas de control preventivas, el diagnóstico ambiental de la zona y la respuesta del río a diferentes escenarios de descarga.

La modelación de transporte de contaminantes en el río Magdalena consta de dos fases; en la primera fase se desarrolló la modelación hidrodinámica y en la segunda se realizó la modelación de la calidad de agua propiamente dicha. Este estudio fue realizado mediante la aplicación del modelo ANAITE/2D¹, el cual resuelve las ecuaciones de transporte de las sustancias disueltas a causa de procesos físicos y las ecuaciones del decaimiento y/o transformación de esas sustancias debido a procesos físicos, químicos y biológicos.

¹ Torres-Bejarano F., Ramírez H. and Rodríguez C. (2012). A Study Case of Hydrodynamics and Water Quality Modelling: Coatzacoalcos River

1. FORMULACIÓN DEL PROBLEMA

Durante los últimos cien años los ríos han estado bajo permanente impacto ambiental. Acciones de origen antrópico que si bien han causado deterioro desde siempre, se ve incrementado el riesgo con la llegada de la industrialización, a esto se le suma la deforestación y sobrepoblación del mundo y la gran actividad agrícola que se genera.

Colombia es un país en vía de desarrollo que no cuenta en la actualidad con una actividad industrial extensiva. Los principales centros industriales se concentran en las grandes ciudades o en zonas geográficas que favorecen las actividades de tipo industrial. En la cuenca del río Magdalena se realiza cerca del 80% de las actividades industriales de todo el país. A pesar de los esfuerzos de las entidades ambientales, como el Ministerio del Medio Ambiente por centralizar la información básica de las industrias en el país, la base de datos no es exhaustiva, la información no es de fácil acceso y no siempre se cuenta con datos sobre el efecto de la industria en la calidad de las aguas superficiales².

El río Magdalena es la principal depresión hidrográfica de Colombia, de él se abastece la mayoría de la población y recibe las descargas de muchas industrias aledañas. Las condiciones actuales del río se van agravando debido a que los desechos sólidos y líquidos de la mayor parte del país se depositan allí. La problemática ambiental de la cuenca afecta de gran manera a toda la población nacional y precisamente esta misma es la que está empeñada en dañar esta fuente hídrica.

Además la contaminación de las aguas está ligada al gran crecimiento poblacional que a su vez genera gran desarrollo industrial, desde el principio de los tiempos los seres humanos han generado contaminación y el medio depuraba esta contaminación, ya que

² Cormagdalena, (2007). Plan de Manejo De la Cuenca Del Río Magdalena-Cauca II Fase

era lo suficientemente grande su capacidad auto depurativa en comparación a la contaminación generada, pero el problema es más grave a medida que la población aumenta.

Para ilustrar la problemática referente a la población, se puede realizar un comparativo rápido entre el Amazonas y el Magdalena. El río Amazonas, el más caudaloso del mundo, con el área de drenaje más grande (6'900.000 km²) e incluso discusiones recientes lo postulan como el más largo del mundo³, tiene una población aproximada en su cuenca de 20'000.000 de habitantes. En contraste, el río Magdalena con un área de drenaje veinte veces más pequeña, acoge a cerca de 32'000.000 de habitantes. La alta densidad poblacional acentúa claramente las presiones ejercidas sobre los recursos, los conflictos de uso, y por supuesto disminuyen la capacidad de los servicios ambientales de la cuenca.

La erosión, provocada por la deforestación y las actividades agrícolas de la cuenca del Río Magdalena, se ha estimado recientemente en dos estudios, el primero es el Mapa de Erosión de Suelos a escala 1:500.000, publicado por el IGAC en 1999, que reúne varios de los estudios realizados en campo por ese mismo instituto, e interpretaciones de fotografías aéreas e imágenes satelitales. El mapa presenta el grado de erosión de los suelos. El segundo estudio lo presenta el IDEAM en el año 2001 a escala 1:500.000, donde se interpreta la intensidad de erosión de imágenes Landsat TM e información complementaria. Mientras que para el estudio del IDEAM 2001, la intensidad de erosión Muy Alta ocupa el 22% del área total de la cuenca del Río Magdalena, para el estudio del IGAC solo el 1% presenta el grado de erosión Muy Severo. Por otro lado estudios

³Cormagdalena, http://fs03eja1.cormagdalena.com.co/php/cormagdalena/index.php?option=com_content&view=article&id=200&Itemid=110

sobre los sedimentos del Río Magdalena alerta que la erosión de la cuenca del Río Magdalena-Cauca es de 560 ton km⁻² a⁻¹⁴.

Mediciones de los vertimientos agropecuarios, domésticos e industriales extraídos de los análisis físico-químicos realizados entre los años 2002-2006 sobre un total de 930 muestras en 48 corrientes de agua y un total de 103 estaciones de calidad a lo largo de la cuenca del río Magdalena, establece grandes áreas de calidad media, mala y muy mala⁵. En Barranquilla la situación se recrudece, ya que este estudio plantea el área del departamento del Atlántico con una calidad generalizada de *Media* y zonas de *Mala* calidad. El gran número de industrias que conciernen a la zona industrial de la ciudad de Barranquilla, los emisores del alcantarillado domiciliario y arroyos que se encuentran ubicados a la margen izquierda y derecha del último tramo del río Magdalena, vierten sus aguas residuales con o sin tratamiento previo al río, siendo esta una de las principales causas de la situación ambiental del río.

Aunque los vertimientos de agua residual tanto industrial como doméstica se da a lo largo de toda la cuenca del río Magdalena, este trabajo se enfocará específicamente al tramo final del río que bordea la ciudad de Barranquilla, desde el Puente Pumarejo hasta el sector de su desembocadura con el mar caribe conocido como Bocas de Cenizas.

Las condiciones actuales del río Magdalena son preocupantes, y el desconocimiento de su situación lleva a pensar en la necesidad de contar con literatura apropiada y fuentes de información verídica y actualizada, que comuniquen de forma certera y real las características fisicoquímicas del río. Este inconveniente se acentúa cuando la

⁴ Restrepo I, Sánchez L, Galvis A, Rojas J y Janeth I. (2007). Avances en investigación y desarrollo en agua y saneamiento para el cumplimiento de las metas del milenio.

⁵ Cormagdalena, (2007). Plan de Manejo De la Cuenca Del Río Magdalena-Cauca II Fase

información e investigaciones que se realizan sobre el río no son suficientemente representativas, para tomar decisiones y llevar a cabo la solución del problema inicial.

Como fue planteado por Leff⁶, una vez que el agua ha sido “retirada de su entorno natural”, es posible convertirla en un bien económico, dando paso a un proceso de cosificación de la naturaleza, en la que es desnaturalizada y apartada de su complejidad ecológica y convertida en materia prima del proceso económico. En el caso del río Magdalena su importancia se establece en función de los intereses económicos humanos y no sobre las necesidades de los sistemas naturales.

En lo concerniente al diagnóstico del comportamiento del río surge la siguiente pregunta ¿Los procesos de transporte (dispersión y transformación) dados en el río Magdalena permiten la asimilación de los contaminantes provenientes de los vertimientos en la zona de estudio?

Por otro lado, para el pronóstico, la pregunta fundamental es ¿Qué pasaría si se presentan condiciones de vertimiento anormales? Es decir, para un escenario hipotético, en el cual se presentan descargas inesperadas, ¿cómo se comportaría el río Magdalena en el tramo estudiado?

⁶ LEFF, E. Ezcurra, E. Pisanty, I. Romero, P. (2002), Más allá del desarrollo sostenible: La construcción de una racionalidad ambiental para la sustentabilidad: Una visión desde América Latina

2. JUSTIFICACIÓN

A medida que va en aumento la economía, la población y la industrialización del departamento del Atlántico, también se incrementan los vertimientos o desechos líquidos, cuyos efluentes en su mayoría se depositan en el río Magdalena perturbando la calidad de agua, lo cual desencadena graves problemas ambientales. La zona industrial de la ciudad de Barranquilla y los arroyos que desembocan en el río Magdalena, vierten sus aguas residuales afectando las características físico-químicas del río, esto causa alteraciones en las actividades económicas fundamentadas en el río, sobre costos en potabilización, pérdida de biodiversidad y disminución de la bioproductividad en general, para poder manejar la situación e implementar controles, es necesario establecer un diagnóstico de la calidad del agua teniendo en cuenta los vertimientos y descargas presentes en este tramo del río.

La realización periódica y constante de campañas de medición representa el estado real del río, sin embargo demandan grandes inversiones económicas y tiempo en campo para su realización, estas no muestran versatilidad en los resultados y presentan información limitada en tiempo y espacio.

En este trabajo se presenta una alternativa para diagnosticar el comportamiento del río y de los contaminantes que en él se transportan, por medio de simulaciones con un modelo matemático que representa las variables hidrodinámicas y parámetros de calidad del agua en 2 dimensiones, que son contrastados con mediciones in-situ por medio de calibraciones, este no solo podría representar geoespacialmente las descargas y sus cargas contaminantes, también podría pronosticar el comportamiento del río con descargas atípicas o casos de emergencia. El modelo representa la dispersión de los contaminante en tiempo y espacio a bajo coste computacional, por medio de mapas de concentraciones de parámetros físico químicos y curvas de

dispersión que exponen la trazabilidad del contaminante en una sección transversal del río, todo esto puede ser tomado como herramienta de control, que contribuye a la planificación del recurso hídrico, a la prevención y toma de decisiones enfocadas a su manejo y a evaluaciones ambientales exigidos por la normatividad.

2.1 Importancia de los modelos en las evaluaciones ambientales

Con el crecimiento a gran velocidad de la computadora y los lenguajes de programación en las últimas décadas, las técnicas matemáticas han sido aplicadas con éxito para modelar sistemas complejos y dinámicos bajo un ambiente computacional. Las computadoras pueden procesar grandes volúmenes de datos y manipularlos en una pequeña fracción del tiempo requerido por medios manuales y puede presentar los resultados en una variedad de formas diferentes perceptibles por la mente humana.⁷

La utilización de modelos matemáticos para simular los procesos de transporte y dispersión de los contaminantes vertidos en medios receptores ha experimentado un auge creciente en las últimas décadas. Esto debido a la necesidad de estudiar o evaluar la contaminación producida por las aguas de vertido y su posible impacto en el medio receptor ya que afecta el desarrollo de las actividades humanas y, en general, la calidad del medio ambiente⁸.

Para que estos modelos puedan representar con la mayor fidelidad la realidad estudiada, es necesario someterlos a un proceso de calibración y verificación. La importancia de este proceso radica en su confiabilidad, la modelación será una

⁷ Khandan N. N. (2002). Modeling Tools for Environmental Engineers and Scientists. CRC Press LLC, Florida.

⁸ López J.A; Alemany V.E; Alberola M. C y Solano J.M. (2003). Metodología para la calibración de modelos de calidad de agua. Revista ingeniería del agua

herramienta muy útil para tomar las mejores decisiones con respecto al manejo del recurso hídrico. De esta forma la modelación matemática de la calidad del agua se convierte en una herramienta que contribuye a la planificación integral de los recursos hídricos⁹.

2.2 Normatividad Nacional

La necesidad de disponer de medidas de control, amparadas en las normas oficiales de calidad del agua, han obligado a revisar muchos de los criterios tradicionalmente utilizados en la evaluación del agua y los usos que puedan darse a los ríos. Parte importante de esta estrategia es la implementación de modelos que estudien la dispersión de contaminantes en cauces naturales y que además consideren los procesos de cambio lo más apropiado posible. Esta es una de las razones por las cuales se ha considerado necesario la aplicación y adaptación de un modelo de calidad del agua para aplicarlo al último tramo del río Magdalena, teniendo en cuenta que esta zona también es utilizada como fuente de abastecimiento para consumo humano, para preparación de alimentos, para pesca, para usos industriales, agrícolas, de navegación y recreación.

En Colombia, el Decreto 3930 del 2010, en el capítulo III, Del Ordenamiento del Recurso Hídrico, en su Artículo 6. Aspectos mínimos del Ordenamiento del Recurso Hídrico, de la norma de referencia específicamente en el numeral 8º, se establece: “La aplicación y calibración de modelos de simulación de la calidad del agua, que permitan determinar la capacidad asimilativa de sustancias biodegradables o acumulativas y la

⁹ Restrepo I, Sánchez L, Galvis A, Rojas J y Janeth I. (2007). Avances en investigación y desarrollo en agua y saneamiento para el cumplimiento de las metas del milenio.

capacidad de dilución de sustancias no biodegradables y/o utilización de índices de calidad del agua, de acuerdo con la información disponible.”

Seguidamente en el Artículo 8 Proceso de Ordenamiento del Recurso Hídrico, numeral 3, Identificación de los usos potenciales del recurso hídrico, se establece que para tal efecto se deben aplicar los modelos de simulación de la calidad del agua para varios escenarios probables, los cuales deben tener como propósito la mejor condición natural factible para el recurso.

2.3 Gestión del Recurso Hídrico

Cuando existen diferentes alternativas de manejo de una cuenca, y se debe seleccionar una de ellas; la predicción del impacto que pueden producir cada una de las alternativas en la calidad del recurso, se convierte en una herramienta de gran utilidad. Puesto que permite incorporar dicho efecto en la toma de decisiones. Para ello, los modelos matemáticos constituyen un importante instrumento, entregando información anticipada de los impactos en la calidad del agua de la construcción de embalses, traslado de recursos inter-cuenca, incremento de la tasa de reutilización del uso del agua, construcción de obras de tratamiento y conducción de efluentes, etc¹⁰.

Sin embargo, la calidad del agua se toma como un elemento de restricción en el momento en que supone un problema para su uso o consumo, por lo cual debería ir de la mano con la planificación y gestión del recurso. Existiendo la necesidad de conjugar la gestión de los sistemas de recursos hídricos con la calidad de los mismos siendo

¹⁰ Castillo J, Espinoza C. (2005). Modelo de simulación para la calidad de agua en un río.

para ello imprescindible la unión de las herramientas: modelos de simulación hidrodinámica y modelos de calidad de agua.

La Comisión Económica para América Latina, define la gestión integrada, como un proceso que promueve la gestión y el aprovechamiento coordinado del agua, la tierra y los recursos relacionados, con el fin de maximizar el bienestar social y económico de manera equitativa sin comprometer la sustentabilidad de los ecosistemas vitales.

Las simulaciones de la hidrodinámica de un cuerpo de agua y de las características de calidad del agua que posee, permiten exactamente lo antes planteado, lograr una gestión integrada que conlleve al conocimiento del cuerpo de agua, a comprender su dinámica, sus características y darle un enfoque holístico para que abarque lo ambiental, lo social y lo económico.

3. OBJETIVOS

3.1 Objetivo General

Simular la dispersión de la DBO, SST, OD, compuestos de nitrógeno y coliformes fecales de los vertimientos industriales y domésticos que recibe el Río Magdalena en el tramo desde el Puente Pumarejo hasta Bocas de Cenizas.

3.2 Objetivos Específicos

- Adaptar y aplicar un modelo bidimensional de calidad del agua al último tramo del río Magdalena desde el Puente Pumarejo hasta Bocas de Cenizas.
- Analizar el comportamiento y dispersión de la DBO, SST, OD, compuestos de nitrógeno y coliformes fecales para representar el nivel de contaminación en el río Magdalena desde el puente Pumarejo hasta Bocas de Cenizas.
- Diagnosticar la calidad del agua del río Magdalena desde el puente Pumarejo hasta Bocas de Ceniza teniendo en cuenta parámetros físicos (SST), bioquímicos (OD, DBO, CF) y de nutrientes (NO_3 , NH_3).
- Pronosticar bajo diferentes escenarios de descarga la calidad del agua del río Magdalena desde el Puente Pumarejo hasta Bocas de Ceniza.

4. ALCANCE

Teniendo en cuenta el análisis y el alcance de los resultados, se ha determinado la investigación de tipo aplicada, puesto que la investigación realizada busca la aplicación directa de los conocimientos teóricos al área de estudio, confrontando la teoría con la práctica.¹¹

Con el comportamiento hidrodinámico del río se estudia el transporte de contaminantes, la evolución y distribución de las concentraciones de las diferentes sustancias descargadas en el tramo de río estudiado. Con el modelo adaptado a la zona de estudio y completamente funcional, se podrán estudiar diferentes escenarios de descarga de contaminantes, produciendo resultados e información que servirá de soporte para la toma de decisiones y medidas de mitigación y control ambiental.

El proyecto centra sus estudios en el transporte de contaminantes en el último tramo del río Magdalena, permitiendo tener una herramienta de consulta sobre el tema, un modelo predictivo acorde a lo estipulado en el decreto 3930 de 2010 y herramienta para la realización de evaluaciones ambientales del río Magdalena en el tramo de estudio.

Los resultados esperados en esta investigación comprenden: Gráficos que permitan observar el comportamiento y transporte de los contaminantes en el río por medio de los parámetros representativos, curvas de concentración de los contaminantes con respecto al espacio en varias secciones transversales del río. Mapas de velocidades y elevaciones (hidrodinámica) y de concentración de los parámetros de calidad del agua en el tiempo y espacio. Estos a su vez permitirán comprender el nivel de asimilación del río y posible comportamiento de los parámetros frente a diferentes escenarios de descarga.

¹¹ Vergel, Gustavo. (1997). Metodología.

5. ANTECEDENTES

Conociendo la necesidad de controlar la contaminación en las fuentes de agua superficiales, garantizando la protección de la salud pública, los Ingenieros Sanitarios fueron probablemente los primeros en examinar cuantitativamente la respuesta de una corriente a los procesos físicos, químicos y biológicos provocados por las descargas de residuos en ésta¹².

Alrededor de la década de 1920-1930 la Comisión del Río Ohio en los Estados Unidos inició un estudio intensivo de fuentes de contaminación y sus impactos en el suministro del agua potable doméstica. De esta investigación emergió el primer modelo matemático del cual se tenga conocimiento, desarrollado para un ambiente acuático. Esta es, la ecuación de Streeter–Phelps que describe el balance del oxígeno disuelto en una corriente, subsecuentes investigaciones han producido una gran gama de modelos de OD para corrientes, lagos y estuarios.

En la década de los 60s, el desarrollo del computador digital llega a ser considerablemente importante. Esto permite un gran avance en los modelos y en los caminos que estos pueden ser aplicados. El primer avance en modelación envolvió expresiones numéricas de las estructuras analíticas¹³. El oxígeno disuelto fue todavía el centro, pero el computador permitió a los analistas dirigirse hacia sistemas geométricos más complicados, cinéticas y simulaciones cambiantes en el tiempo y en el espacio. En particular, los modelos fueron extendidos a sistemas bidimensionales tales como

¹² Orlob G. (1983). Mathematical modeling of water quality: streams, lakes, and reservoirs. International Institute for Applied Systems Analysis Wiley

¹³ Thomann, R.V. (1998). The future “Golden Age” of predictive models for surface water quality and ecosystem management. Journal of Environmental Engineering

grandes estuarios y bahías. En 1969 Vollenweider obtuvo una solución analítica para el cálculo de la concentración de fosforo total en el agua de un lago.

En los 70s ocurrió otro cambio. El principal problema de calidad del agua dirigido durante este periodo fue la eutrofización. Como una consecuencia, los modeladores extendieron su alcance para incluir más representaciones mecanicistas de procesos biológicos. En esta década la tecnología de la modelación, al menos la de calidad del agua, alcanzó un punto donde el avance aparentó depender más de la disponibilidad de datos de campo confiables que del ingenio del modelador o del computador. El enfoque cambió hacia la implementación del modelo como una herramienta, requiriendo éste ser calibrado y validado contra el cuerpo de agua. Fue necesario determinar la sensibilidad del modelo en términos de mediciones realistas de la respuesta del sistema¹⁴. En 1973 la EPA publica el modelo matemático por ordenadores para ríos, QUALII, en una dimensión, en 1983 publica el WASP que abarca ríos, estuarios, lagos y zonas costeras, en una dimensión.

¹⁴ Orlob G. (1983). Mathematical modeling of water quality: streams, lakes, and reservoirs,. International Institute for Applied Systems Analysis Wiley

	1925	Problemas	Contaminantes	Sistemas	Solución
Streeter–Phelps		Efluente primario	DBO / OD	Ríos / Estuarios (1D)	Analítica
Computación	1960	Efluente primario y secundario	DBO / OD	Ríos / Estuarios (1D / 2D)	Analítica y numérica
Biología	1970	Eutrofización	Nutrientes	Lagos / Estuarios / Ríos (1D / 2D / 3D)	Analítica y numérica
Tóxicos	1977	Tóxicos	Orgánicos, metales	Interacción agua – sedimento / cadena alimenticia (lagos / estuarios / ríos)	analítica y numérica
SIGs	1998				
Presente		Integrales	Todos	Cuencas hidrográficas	<i>Enviromatics</i>

Figura 1 Evolución de la modelación matemática de la calidad del agua

En la Figura 1 se describe la evolución del desarrollo de la modelación matemática de calidad del agua dividido en cuatro principales fases en las que se relaciona lo concerniente a la capacidad computacional que fue disponible durante cada uno de los periodos. El uso de modelos matemáticos para la simulación de interacciones ecológicas y calidad del agua en aguas superficiales, ha crecido sustancialmente en las dos últimas décadas. Las técnicas de simulación ofrecen una fuente integrada y relativamente completa para la evaluación de diferentes alternativas de descargas de residuos y contaminación de cuerpos de agua superficiales. Muchos de los trabajos en el campo de la modelación de calidad del agua han sido orientados hacia el mejoramiento de los modelos incorporando mejores técnicas de solución numérica, hacia un complemento extendido de los constituyentes de calidad del agua simulados, y hacia representaciones realistas del fenómeno físico, químico y biológico modelado.

El desarrollo histórico de los modelos de calidad del agua ha estado íntimamente ligado con los tipos de sustancias contaminantes cuyo conocimiento permitía su estudio y al tipo de sistemas que se pretendía modelar. Los tipos de contaminantes que a lo largo de los años han ido introduciéndose en diversos modelos, por orden en que, aproximadamente, fueron incluidos son: Oxígeno disuelto, materia orgánica, fósforo total, fitoplancton, nutrientes, microorganismos patógenos, compuestos orgánicos tóxicos, metales pesados, sólidos sedimentables, fangos, lluvia ácida y bioacumulación¹⁵.

Las tendencias actuales están enfocadas al desarrollo de pantallas gráficas, modelos biológicos que incluyen la evolución de los microorganismos presentes y la introducción del fitoplancton en los modelos de eutrofización. En resumen, la evolución de la modelación de la calidad del agua en los últimos 70 años ha resultado en una estructura teórica unificada que acompaña a los contaminantes convencionales y tóxicos. Además, una variedad de códigos de computador están disponibles para implementar la teoría.

En el 2006 se realizaron modelaciones hidrodinámicas en el río Magdalena, que abarcan el área de estudio, entre estas se encuentra la simulación física hecha por la Corporación Autónoma Regional del Río Grande del Magdalena en conjunto con el Laboratorio de Ensayos Hidráulicos de las Flores, el cual se llevó a cabo en el 2005, y consistió en un modelo físico a escala del último tramo del río Magdalena que corresponde a Barranquilla (Figura 2)¹⁶.

¹⁵ Martín y Marzal, (2000). Modelación de la calidad del agua, Universidad politécnica de Valencia.

¹⁶ Cormagdalena, (2007). Plan de Manejo De la Cuenca Del Río Magdalena-Cauca II Fase



Figura 2 Modelo a escala del río Magdalena (IDEHA, 2005)

Además la Universidad del Norte a través del Laboratorio de Ensayos Hidráulicos de las Flores ha realizado modelaciones matemática de la hidrodinámica del tramo de estudio con un software bidimensional llamado MIKE 21, para realizar las obras de ampliación de calado en esta zona.

En relación a trabajos y proyectos sobre modelación de la calidad del agua en el río Magdalena se tiene conocimientos de simulaciones realizadas en la cuenca alta del río, más específicamente en el tramo que le correspondiente entre Girardot y Honda, por Bitar y Camacho en el 2005. En el cual se analizó el transporte y asimilación de metales pesados por el río. Además del diseño y desarrollo de un marco jerárquico de modelación del flujo, transporte de solutos y calidad del agua para el manejo integral del río Magdalena, estudio realizado entre los municipios de Palermo y Puerto Berrio.

En el tramo de estudio La triple A ha realizado modelaciones para conocer la capacidad de autodepuración del río con respecto a un emisario subfluvial ubicado aguas abajo de Pizano, dando como resultado un estudio puntual de trazabilidad y de incidencia en el tiempo y el espacio.

6. CONSIDERACIONES GENERALES SOBRE MODELACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA

6.1 Dinámica de ríos

Existen diferentes mecanismos responsables de la mezcla y transporte de dos masas fluidas con características diferentes. Estos mecanismos están generalmente ligados a las características hidráulicas del flujo (velocidad, turbulencia, etc.), a las características fisicoquímicas de los líquidos presentes (temperatura, densidad, etc.), o a las características físicas y geométricas de los canales (rugosidad, forma de los canales, sinuosidad, pendiente de fondo, etc.).

Estas características o variables permiten describir los procesos de transporte de masa en ecosistemas acuáticos, procesos como el transporte por la corriente del agua (advección), transporte debido al mezclado dentro del cuerpo de agua (dispersión), y transporte de partículas de sedimentos dentro de la columna del agua y entre el agua y el fondo, así como la cinética química, las tasas y mecanismos por las que las reacciones químicas toman lugar. Además el contaminante puede salir del sistema por volatilización, por sedimentación, o por transporte junto con el flujo que sale del cuerpo de agua. Por otro lado, el contaminante puede ser transformado en otros compuestos vía reacciones químicas y bioquímicas.

Los ríos son complejos y dinámicos. Se dice que un río ajusta su rugosidad, velocidad, pendiente, profundidad, el ancho y fondo en respuesta a las actividades humanas y (tal vez asociado) a cambios climáticos, geológicos y regímenes hidrológicos. Desde cualquier punto de vista, las características de un río son dependientes de las

transferencias aguas abajo de agua, sedimento, nutrientes y orgánicos¹⁷. Algunos de los términos que describen las dimensiones de la sección transversal se muestran en la Figura 3.



Figura 3 Terminología y descripción de la geometría de cauces naturales.

Los perfiles unidimensionales de la superficie del agua, en estado permanente, con fondo fijo son calculados generalmente como parte de los estudios “tradicionales” de hidráulica de ríos. Sin embargo, en el manejo de planicies de inundación, control de inundaciones, o estudios de distribución y destino de contaminantes se pueden requerir consideraciones de flujo variable (dependiente del tiempo), fronteras móviles (fronteras características que pueden cambiar con el flujo y el tiempo), o características de flujo multidimensional (flujos con distribuciones de velocidad no uniforme) para realizar adecuadamente los análisis necesarios¹⁸.

¹⁷ Holguín, J; Vélez C; Galvis, A; Ramírez, C; Baena, L; Duque, A; (2007). Implementación de un modelo dinámico para el estudio de la calidad del agua en el río cauca.

¹⁸ Ven Te Chow. (1994). Hidráulica de Canales Abiertos.

Para determinar qué principios se aplican a una situación particular en la dinámica de ríos, es necesario clasificar correctamente el flujo. Varias categorías de flujo son susceptibles a diferentes suposiciones de simplificación, requerimiento de datos y métodos de análisis. El primer paso en el análisis la hidráulica del río es la clasificación del estado, el tipo y características de la corriente. Una vez que las características del flujo han sido identificadas, se pueden identificar los datos, las condiciones de frontera y técnicas de simulación apropiadas para la situación. A continuación se presentan las definiciones y clasificaciones de flujo que conducen a la selección de técnicas adecuadas de análisis.

6.1.1 Tipos de flujo según variación de espacio y tiempo

Las siguientes clasificaciones de flujo se basan en como la velocidad de flujo varía con respecto al espacio y el tiempo¹⁹. La Figura 4 muestra algunos de los posibles tipos de flujo de canal abierto que se dan en los ríos. Cada tipo de flujo debe ser analizado con métodos que son apropiados para cada flujo en particular.

6.1.1.1 *Flujo permanente*

Se considera el flujo permanente en un punto del espacio si **su profundidad y velocidad no cambian** durante un determinado **intervalo de tiempo**. O también, un flujo es permanente si la velocidad en un lugar específico, no cambia en magnitud o dirección con el tiempo (las fluctuaciones turbulentas no son consideradas en estas definiciones).

¹⁹ Sotelo, Gilberto.(1977). Hidráulica General: fundamentos. México.

6.1.1.2 *Flujo transitorio*

Si la velocidad en un punto cambia con el tiempo, el flujo es transitorio. Los métodos para analizar los problemas de flujo no estacionario (transitorio) consideran el tiempo de forma explícita como una variable, mientras que los métodos para flujo permanente ignoran el tiempo.

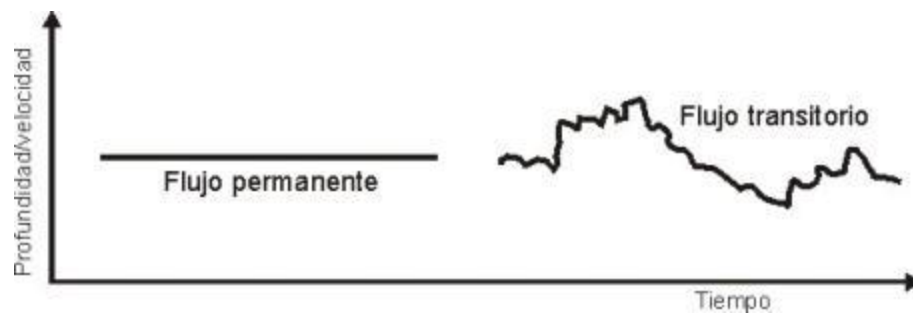


Figura 4 Clasificación de flujo como permanente o transitorio

6.1.1.3 *Flujo uniforme*

Rara vez ocurre en los ríos, porque por definición, el flujo uniforme implica que la profundidad, el área, la velocidad y la descarga no cambian con la distancia a lo largo del canal. Esto también implica que el grado de la línea de energía, la superficie del agua, y el fondo del canal son todos paralelos. La profundidad asociada con el flujo uniforme se denomina “profundidad normal”. El flujo uniforme es considerado flujo permanente, ya que el flujo uniforme no permanente es prácticamente inexistente²⁰. Sólo en un largo tramo de un canal prismático con rugosidad uniforme, conduciendo un flujo inalterado por un largo tiempo, el flujo será uniforme.

²⁰ Ven Te Chow. (1994). Hidráulica de Canales Abiertos.

6.1.1.4 *Flujo no uniforme*

La mayoría de flujos en ríos y canales naturales son no uniforme, o espacialmente variados. Aquí, el término “espacialmente variado”, se tomará en el sentido unidimensional, es decir, las variables hidráulicas sólo varían a lo largo de la longitud del río. Incluso si el flujo es permanente, la variación espacial puede resultar por cambios ocurridos a lo largo de las fronteras del canal, por entradas laterales al canal, o ambos.

6.1.1.5 *Rápidamente variado*

Si los cambios espaciales en el flujo (profundidad y/o velocidad) ocurren bruscamente y la distribución de la presión no es hidrostática, el flujo se clasifica como rápidamente variado. El flujo rápidamente variado suele ser un fenómeno local, algunos ejemplos son el salto hidráulico y el rompimiento de una presa. En la Figura 5 se ilustran las características de estos flujos.

6.1.1.6 *Gradualmente variado*

Como regla general, si la pendiente de la superficie de un cuerpo de agua es imperceptible a simple vista, el flujo es gradualmente variado. La inestabilidad del flujo a superficie libre implica no uniformidad, debido a que las perturbaciones (cambios de flujo) siempre se propagan como ondas. En principio, en cualquier instante, alguna parte del flujo se ve influida por la perturbación, pero otras partes no son alcanzadas, es entonces que se cumplen los requisitos para ser variado, es decir, el flujo no uniforme. Además, cualquier no uniformidad en las características del canal, por ejemplo, expansiones y contracciones en la forma de la sección transversal o cambios en la pendiente o rugosidad, causa como respuesta que el flujo acelere y desacelere.

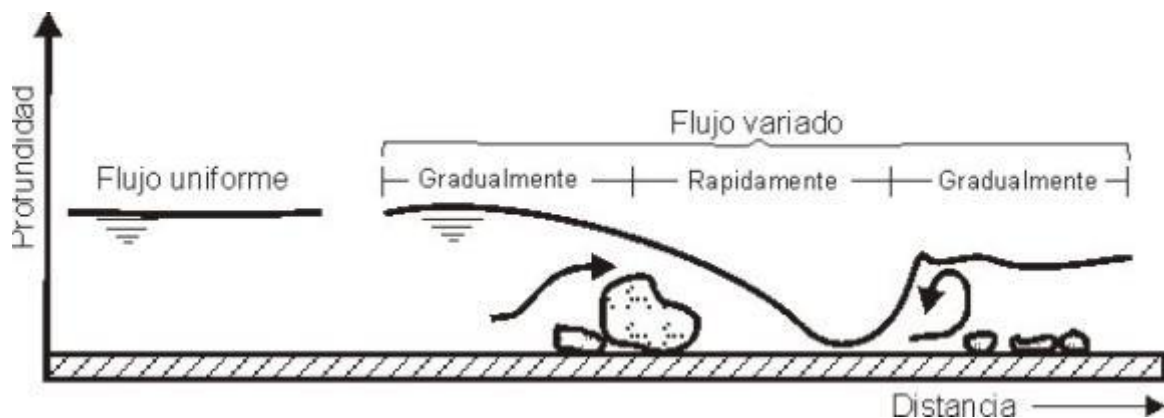


Figura 5 Algunos tipos de flujo en ríos

6.1.2 Tipos de flujo según el efectos de la viscosidad (flujo laminar y turbulento)

El comportamiento de flujo en ríos y canales abiertos se rige principalmente por los efectos combinados de la gravedad y la viscosidad de líquido en relación con las fuerzas inerciales. Los efectos de la tensión superficial por lo general son insignificantes en ríos y cauces naturales. Los dos principales estados de flujo son flujo laminar y flujo turbulento.

6.1.2.1 *Flujo laminar*

El flujo laminar está caracterizado por los efectos dominantes de la viscosidad. En el flujo laminar, capas del fluido parecen viajar en líneas paralelas. Este tipo de flujo ocurre muy raramente en canales naturales. Cuando la superficie de un río se ve lisa o vidriosa, no significa necesariamente que el flujo es laminar, sino que probablemente es tranquila, aunque de flujo turbulento. Sin embargo, el flujo laminar en canales abiertos puede ocurrir cuando una fina lámina de agua fluye sobre una superficie lisa, de lo contrario, por lo general está restringido a instalaciones de laboratorio especialmente controladas.

6.1.2.2 *Flujo turbulento*

En el flujo turbulento, los pulsos entre las fluctuaciones de la velocidad de la corriente ocasionan que las capas individuales de fluido se muevan en patrones irregulares, mientras que todo el flujo se mueve aguas abajo. Un efecto de la microestructura de un flujo turbulento es la formación de una distribución más uniforme de la velocidad.

La Figura 6 muestra las diferencias entre el típico perfil de velocidad laminar y turbulento en un canal abierto. El flujo laminar puede ser perfectamente descrito por una ecuación lineal, mientras que un flujo turbulento sólo se puede describir estadísticamente. El movimiento de una molécula de agua no se pueden predecir matemáticamente, pero el movimiento armonizado de millones de moléculas de agua en un flujo turbulento puede ser descrito mediante promedios. La modelación matemática de la turbulencia sigue siendo un importante tema de investigación, y la descripción del flujo turbulento depende en gran medida de la experimentación (Gordon *et al.* 2004).

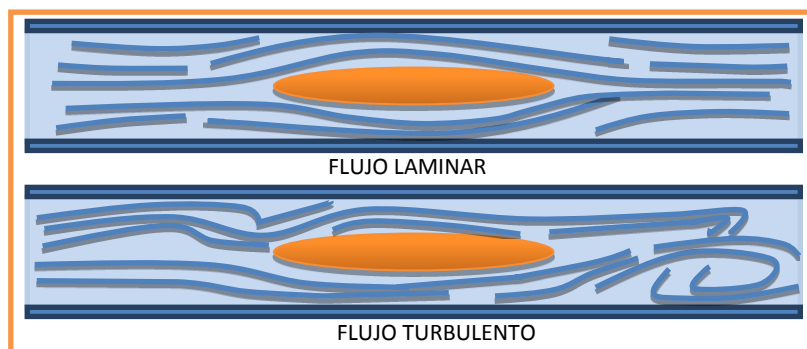


Figura 6 Características de flujo turbulento y flujo laminar.

6.1.2.2.1 Consideraciones sobre turbulencia

El flujo turbulento es el fenómeno que con mayor frecuencia se encuentra en la naturaleza y que es de interés para la ingeniería en la atención de problemas de flujos internos y externos, al grado que prácticamente en todos los flujos de agua en tuberías, canales, ríos, lagunas y mar son turbulentos; desafortunadamente son los más complejos de analizar.

Es difícil dar una definición precisa de la turbulencia, aparentemente es más simple como lo sugieren Tennekes y Lumley²¹, enumerar algunas de las características de los flujos turbulentos. Entre ellas pueden citarse las más importantes:

Irregularidad: Todos los flujos turbulentos son irregulares o aleatorios, lo cual dificulta su estudio en términos determinísticos, haciendo necesario el uso de técnicas estadísticas.

Difusividad: La turbulencia está asociada con procesos de mezcla y de transporte de cantidad de movimiento, calor y masa, mucho más rápidos y eficientes que aquellos debidos a procesos moleculares.

Altos números de Reynolds: Los flujos turbulentos siempre ocurren a altos números de Reynolds. La turbulencia se origina a partir de la inestabilidad de flujos laminares cuando el número de Reynold excede un cierto valor límite.

Fluctuaciones de verticidad tridimensionales: La turbulencia es rotacional y tridimensional y se caracteriza por exhibir niveles altos de verticidad fluctuante.

Disipación: Los flujos turbulentos son siempre disipativos. Los esfuerzos de corte viscosos inducen trabajo de deformación sobre los elementos fluidos, lo cual aumenta la energía interna del fluido (disipada en forma de calor) a costa de la energía cinética

²¹ Tennekes H, Lumley J. (1972). A First Course in Turbulence

de la turbulencia. Por lo tanto, si un flujo turbulento no es suplido externamente con energía, la turbulencia decae rápidamente.

Continuidad: La turbulencia es un fenómeno continuo, es decir, aún las escalas características más pequeñas de un flujo turbulento son mucho mayores que cualquier escala molecular del fluido correspondiente.

6.2 Fenómenos de transporte

Los procesos físicos de flujo en cuerpos de agua natural son los causantes de que los contaminantes o sustancias naturales sean transportados y mezclados, o intercambiados, con otro medio. Esto también es conocido como “procesos de transporte”. Los procesos físicos a menudo simulados en modelos de calidad de agua incluyen flujo y patrones de circulación, mezclado, temperatura del agua, y la distribución de densidad (la cual es función de la temperatura, salinidad y concentración de sólidos suspendidos) sobre la columna de agua. Se ha presentado que las predicciones de calidad de agua son muy dependientes de los procesos físicos y como estos son representados en las simulaciones de calidad de agua. A pesar de esta dependencia, el modelador a menudo está forzado a tomar una decisión entre el grado aceptable de detalle en la calidad de agua vs. La simulación de los procesos físicos debido a los costos u otras restricciones. Según la naturaleza de los problemas a estudiar, algunos mecanismos pueden ser más importantes que otros. Aunque, por lo general, en el caso de flujo en ríos se encuentran casi siempre los mismos mecanismos principales (Bird *et al.* 1983). Los diferentes mecanismos encontrados en la naturaleza y algunas definiciones se describen a continuación:

Advección. Movimiento de material particulado disuelto o muy fino por la velocidad de la corriente en cualquiera de las tres direcciones (longitudinal, lateral o transversal y vertical). También, movimiento de un químico entrando en una corriente de velocidad.

Convección. Transporte vertical generalmente asociado con diferencias de temperatura o corrientes de densidad y del contenido de sal y/o salinidad.

Difusión molecular. Transporte no advectivo debido a la migración de un soluto en respuesta a un gradiente de concentración, ocurre debido al movimiento Browniano, causando movimientos aleatorios de la molécula del soluto.

Difusión turbulenta. Transporte asociado con la mezcla de las partículas causado por la componente turbulenta de un flujo (fluctuación de los parámetros alrededor de un valor promedio).

Dispersión. Transporte asociado con la mezcla de partículas causada por la tensión tangencial creada por una distribución de velocidad (transversal) no uniforme; o bien, difusión de un químico debido a las fluctuaciones de remolinos en un campo de gradiente de velocidad macroscópico.

Mezcla. Proceso de transferencia y/o el resultado sin consideración por el proceso que inició la mezcla

Evaporación. Transporte de vapor de agua de un agua o suelo superficial a la atmósfera.

Radiación. Flujo de energía radiante, sobre la superficie libre del agua.

Sedimentación de partículas. El descenso (o ascenso) de partículas que tienen densidades diferentes del fluido del ambiente, tal como granos de arena, plancton muerto, material particulado, etc.

6.2.1 Transporte advectivo

La advección representa el principal proceso de transporte de contaminantes en la dirección del flujo en un río. El transporte advectivo lateral a través de una corriente o río es típicamente omitida. Usualmente el mezclado completo entre la descarga de contaminante el flujo de la corriente en la dirección lateral y vertical es alcanzado en una distancia relativamente corta aguas debajo del vertimiento.

El mecanismo de transporte advectivo es usualmente representado por la ecuación de difusión convectiva. La masa total de materia introducida en un elemento del espacio en un tiempo dado debe ser igual al incremento en masa dentro del espacio, en ese tiempo ilustra el movimiento de masa de un plano 1 a un plano 2 por advección.

El principio de conservación de materia es aplicado al fluido mismo y también al material disuelto o suspendido en el fluido. Se asume inicialmente que un fluido con densidad ρ fluye a través del volumen de control y que la velocidad del fluido tiene componentes u , v y w en las direcciones x , y y z respectivamente. El flujo del material que está pasando el plano 1 es igual a la densidad multiplicada por la velocidad $= \rho u \Delta z$ y Δz .

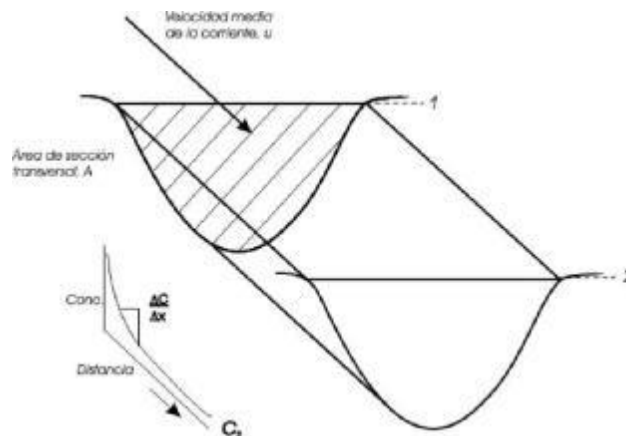


Figura 7 Proceso de transporte advectivo de un plano 1 a un plano 2 (Schnoor, 1987).

Ya que el volumen del elemento es considerado infinitesimalmente pequeño es posible usar la expansión de Taylor para describir el flujo que está pasando el plano 2. Ej.

$$\left[\rho u + \frac{\partial(\rho u)}{\partial x} \right] \Delta y \Delta z \quad (1)$$

De aquí el decrecimiento neto en masa debido al flujo en la dirección x en el tiempo Δt es:

$$\frac{\partial(\rho u)}{\partial x} \Delta x \Delta y \Delta z \Delta t \quad (2)$$

Expresiones similares para las direcciones y y z pueden ser obtenidas. Asumiendo la masa inicial del elemento en el tiempo t es $\rho \Delta X \Delta Y \Delta Z$, entonces la masa en el tiempo t + Δt puede ser nuevamente obtenida de una expansión de Taylor como:

$$\left[\rho + \frac{\partial \rho}{\partial t} \Delta t \right] \Delta X \Delta Y \Delta Z \quad (3)$$

Obteniendo la tasa de cambio de masa dentro del elemento como:

$$\frac{\partial \rho}{\partial t} \Delta X \Delta Y \Delta Z \quad (4)$$

Igualando las tres masas en términos de flujo con la tasa de cambio dada:

$$\begin{aligned} -\frac{\partial \rho}{\partial t} \Delta t \Delta X \Delta Y \Delta Z &= \left[\frac{\partial(\rho u)}{\partial x} + \frac{\partial(\rho v)}{\partial y} + \frac{\partial(\rho w)}{\partial z} \right] \Delta t \Delta X \Delta Y \Delta Z \\ -\frac{\partial \rho}{\partial t} &= \frac{\partial(\rho u)}{\partial x} + \frac{\partial(\rho v)}{\partial y} + \frac{\partial(\rho w)}{\partial z} \end{aligned} \quad (5)$$

En la ecuación 5) $\partial / \partial t$ a menudo es llamado el termino local, el cual describe cambios que ocurren independientes del movimiento de la partícula de fluido. En efecto, esta es la tasa de cambio que ocurrirá para una partícula inmóvil en un cierto punto.

$$-\frac{\partial \rho}{\partial t} = \rho \left(\frac{\partial u}{\partial X} + \frac{\partial v}{\partial Y} + \frac{\partial w}{\partial Z} \right) \frac{u \partial \rho}{\partial X} + \frac{v \partial \rho}{\partial Y} + \frac{w \partial \rho}{\partial Z} \quad (6)$$

Los términos $u (\partial / \partial x) + v (\partial / \partial y) + w (\partial / \partial z)$ son términos "convectivos" que describen la tasa de cambio debido al movimiento de la partícula en un campo donde el gradiente de la propiedad existe.

El efecto combinado de $\partial / \partial t + u (\partial / \partial x) + v (\partial / \partial y) + w (\partial / \partial z)$ es a menudo referido como la derivada total o sustancial en mecánica de fluidos y representa la tasa total de cambio de alguna propiedad del fluido, experimentado por una partícula cualquiera del fluido como el movimiento con componentes de velocidad u , v , y w . La derivada total puede ser expresada como:

$$\frac{D}{Dt} = \frac{\partial}{\partial t} + u \frac{\partial}{\partial X} + v \frac{\partial}{\partial Y} + w \frac{\partial}{\partial Z} \quad (7)$$

Volviendo a la ecuación 6, ésta puede ser expresada ahora como:

$$\frac{D\rho}{Dt} + \rho \left(\frac{\partial u}{\partial X} + \frac{\partial v}{\partial Y} + \frac{\partial w}{\partial Z} \right) = 0 \quad (8)$$

Esta ecuación es conocida como la ecuación de continuidad que puede ser modificada para un fluido incompresible, para el cual la densidad no cambia en el tiempo ni en el espacio, $D\rho/Dt = 0$, lo cual es generalmente real para problemas normales en ríos y estuarios. Entonces la ecuación. (8) resulta:

$$\frac{\partial u}{\partial X} + \frac{\partial v}{\partial Y} + \frac{\partial w}{\partial Z} = 0 \quad (9)$$

Conocida como la ecuación de continuidad para fluidos incompresibles.

Aunque los cambios en la densidad pueden ser considerados insignificantes por encima de la profundidad encontrada en ríos y estuarios, la concentración de sales en solución o sólidos en suspensión pueden cambiar rápidamente sobre la distancia implicada.

Los movimientos en el volumen de flujo de agua (advección), no deben solamente considerarse mecanismos físicos, sino también considerar movimientos aleatorios debido a la turbulencia del fluido o intercambios de material entre movimientos rápidos y lentos del fluido. Estos procesos causan dispersión de material suspendido en la masa de líquido. Esta dispersión es relativa al volumen del flujo líquido y puede ser descrito matemáticamente en forma análoga al proceso de difusión molecular.

6.2.2 Transporte Difusivo

Como muchos procesos físicos, las observaciones conducen a una descripción empírica seguida por un argumento físico para su validez. La ley de Fourier de conducción de calor (1822) es un clásico ejemplo. Esta fue usada como la base para el desarrollo de diversas teorías que gobiernan el flujo de calor, mucho tiempo antes que la física actual entendiera los procesos mismos de flujo de energía.

Similarmente para la difusión, Adolph Fick, un fisiólogo Alemán, publico un artículo en 1855 titulado "*Über Diffusion*" en el cual describió como el flujo de calor de Fourier lo condujo a una hipótesis para describir los procesos de difusión molecular. Retomando la idea en español (1855):

Es bastante natural suponer que esta ley para la difusión de sal en su solvente deba ser idéntica con esa de acuerdo a la cual la difusión de calor en un cuerpo conductor tiene

lugar; en esta ley Fourier fundó su famosa teoría de calor, y es la misma que Ohm aplicó con extraordinario éxito a la difusión de electricidad en un conductor.

La Ley de Fick dice que la tasa de transporte de masa de material o flujo a través de una unidad de área del líquido por difusión molecular, es proporcional al gradiente de concentración del material en el líquido.

La difusión molecular resulta del movimiento translacional, vibracional, y rotacional de moléculas a través de un fluido, en este caso el agua. Energéticamente es una reacción espontánea y resulta en un incremento en entropía (tendencia hacia el estado aleatorio). Fick determinó que la transferencia de masa por difusión es proporcional al área de sección transversal del sistema y la pendiente del gradiente de concentración.

$$J_m \propto A \frac{\partial c}{\partial X} \quad (10)$$

Donde J_m es la tasa de flujo de masa debido a la difusión molecular, (MT^{-1}); A es el área de sección transversal, (L^2); y $\partial C/\partial x$ es el gradiente de concentración, ($ML^{-3} L^{-1}$). Una constante de proporcionalidad fue requerida para cambiar la proporcionalidad (Ec.10) en una ecuación:

$$J_m = -D_m A \frac{\partial c}{\partial X} \quad (11)$$

O primera ley de Fick, que puede ser escrita en base al área.

$$F_m = -D_m \frac{\partial c}{\partial X} \quad (12)$$

Donde D_m es el coeficiente de difusión molecular, (L^2T^{-1}), y F es el flujo de masa difusivo, (ML^2T^{-1}). El coeficiente de difusión molecular es una propiedad fundamental del químico y el solvente (agua). El signo negativo indica transporte de alta a bajas concentraciones. Como se describe en la Figura 8 el signo negativo es incluido para asegurar que el flujo de masa procede en la dirección correcta. Para difusión en tres dimensiones la ley de Fick puede ser escrita como:

$$F = D_m \nabla C \quad (13)$$

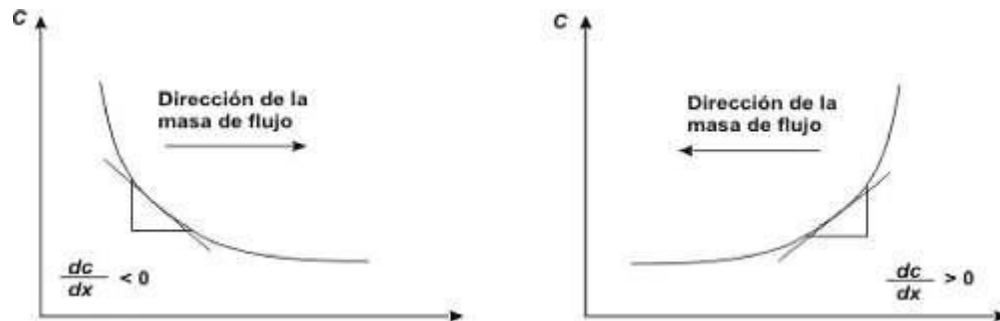


Figura 8 Descripción del efecto del gradiente de concentración en el flujo de masa (Fischer, 1979)

La Figura 9 ilustra un proceso de transporte unidimensional en el que la masa está siendo transferida en la dirección x . Dos superficies paralelas de área unitaria son trazadas perpendicular a la abscisa x y separadas por una distancia Δx . Dejando a $C(x, t)$ como la masa por volumen unitario en el punto x en el tiempo t . Entonces existe una masa $C(x, t) \Delta x$ en la línea segmento limitada por los planos paralelos. Puesto que las moléculas están pasando dentro y fuera del "volumen" definido por cada superficie limitante, hay un tiempo de tasa de cambio de masa en el volumen igual a $(\partial C / \partial t) \Delta x$.

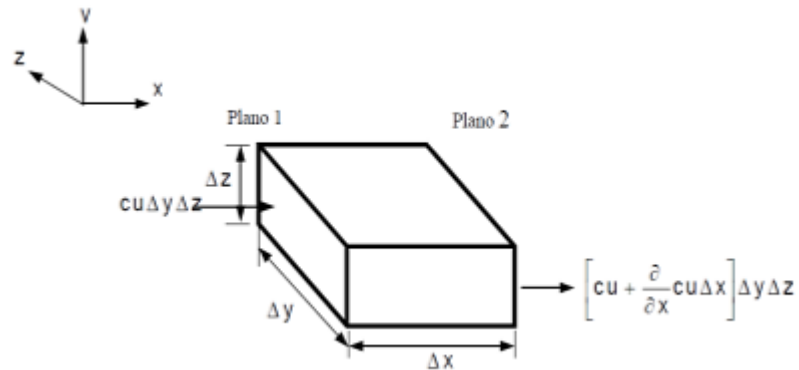


Figura 9 Volumen de control para derivar la ecuación 12 (Fischer, 1979)

Este tiempo de tasa de cambio debe ser igual a la diferencia en el flujo, o tasa de paso de moléculas, a través de cada superficie. Suponiendo que la masa de la tasa de flujo a través de la superficie unitaria ubicada en x es $F(x, t)$ entonces la masa de la tasa de flujo por área unitaria a través de la superficie $x+\Delta x$ es simplemente.

$$cu + \frac{\partial}{\partial x} cu \Delta x$$

(14)

$$F(x, t) + \frac{\partial F(x, t)}{\partial x} \Delta x,$$

y la diferencia entre las dos es $\partial F / \partial x \Delta x$. Esta diferencia debe ser igual a la tasa de cambio de masa en el volumen para satisfacer la conservación de masa, e igualando las dos resulta

$$(\partial F / \partial x) + (\partial C / \partial t) = 0$$

(15)

Esta es la deducción de la relación entre el flujo $F(x, t)$ y la concentración $C(x, t)$ que es real a pesar de los mecanismos de transporte molecular. Sin embargo, para procesos de difusión molecular, también se representan por medio de la ley de Fick, ecuación (11), la cual sustituyendo en la ecuación (13) y haciendo un balance de masas se obtiene:

$$(\partial C / \partial t) = D_m (\partial^2 C / \partial X^2) \quad (16)$$

Alternadamente, la diferenciación de la ecuación (2) con respecto a x y sustituyendo de $-F/D_m$ para $\partial C / \partial x$ resulta.

$$(\partial F / \partial t) = D_m (\partial^2 F / \partial X^2) \quad (17)$$

Las ecuaciones (15) y (16) son conocidas como ecuaciones de difusión y describen como la masa es transferida por procesos de difusión fickiana.

Los resultados previos pueden extenderse a más de una dimensión, para ello se considera un volumen fijo V con área superficial S . La concentración de masa es ahora una función de la posición x y del tiempo t , tal que la masa total en el volumen es, en notación vectorial.

$$\int_v C(x, t) dv \quad (18)$$

Si el flujo de masa es $F(x, t)$ entonces la conservación de masa requiere que

$$\frac{\partial}{\partial t} \int_v C(x, t) dv + \int_s (F(x, t)n) dS = 0 \quad (19)$$

donde n es el vector unitario normal a la superficie del elemento dS . Usando el teorema de Green, y notando que V es un volumen fijo, se tiene que

$$\int_v \left(\frac{\partial C}{\partial t} + \nabla F \right) dV = 0 \quad (20)$$

Puesto que el volumen es arbitrario

$$\partial C / \partial t = - \nabla \cdot F \quad (21)$$

Para procesos moleculares el flujo está especificado por la ley de Fick, tal que la ecuación (18) llega a ser la ecuación de difusión.

$$\partial C / \partial t = D_m \nabla^2 C \quad (22)$$

O escrito en condiciones totalmente cartesianas

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_m \left(\frac{\partial^2 C}{\partial X^2} + \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \right) \quad (23)$$

La ecuación (17) describe la difusión molecular de masa fickiana, y el uso de la constante de proporcionalidad D_m está restringido a este contexto.

6.3 Modelación Hidrodinámica

La modelación numérica constituye una eficaz herramienta para obtener un conocimiento cuantitativo preciso de procesos físicos en general, y de flujos hidrodinámicos en particular. El uso de métodos numéricos para predecir flujos hidrodinámicos proporciona información sobre variables relevantes como la forma de la lámina de agua, las variaciones de caudal, la presión o la concentración de contaminantes, en caso de flujos tanto estacionarios como no estacionarios. Hoy en día, se trata de una práctica necesaria dentro de la tecnología hidráulica moderna, ya que ofrece la posibilidad de evaluar, de una forma no muy costosa, la respuesta de los sistemas hidráulicos frente a una gran variedad de situaciones prácticas.

6.3.1 Las ecuaciones de Saint Venant

Las ecuaciones que gobiernan el movimiento de un fluido corresponden a las ecuaciones de Navier-Stokes, representando la conservación de la cantidad de movimiento y la ecuación de continuidad, representando la conservación de masa. Estas ecuaciones se aplican a variables instantáneas y por lo tanto son válidas tanto para flujo laminares como turbulentos. Sin embargo, en el caso de los flujos turbulentos, debido al alto número de grados de libertad asociado con las fluctuaciones instantáneas de velocidad, el tratamiento matemático de estas ecuaciones es más simple si se efectúa un promedio temporal de ellas. Este procedimiento fue inicialmente propuesto por Reynolds (1985) y, consiste en descomponer las velocidades instantáneas del flujo en un promedio temporal más una fluctuación.

En este trabajo, la hidrodinámica es simulada mediante la aplicación de las ecuaciones bidimensionales de Saint Venant (Ecs. 24, 25 y 26), las cuales son un caso concreto de sistema de ecuaciones diferenciales en derivadas parciales hiperbólico, cuasi-lineal y

con término independiente. Estas ecuaciones describen el flujo bidimensional no estacionario promediado verticalmente, representan los principios de conservación de la masa y de la cantidad de movimiento y son obtenidas a partir de las ecuaciones de Navier-Stokes-Reynolds (N-S-R) bajo ciertas simplificaciones. Las ecuaciones de Saint Venant además de tener una mejor representación de la hidrodinámica en casos de régimen no permanente, con el desarrollo y evolución de la informática, ahora pueden ser resueltas con gran eficiencia y bajo coste computacional. Las ecuaciones de Saint-Venant en forma no-conservativa y simplificada son las siguientes:

$$\frac{\partial h}{\partial t} + \frac{\partial(hu)}{\partial x} + \frac{\partial(hv)}{\partial y} = 0 \quad (24)$$

$$\frac{\partial u}{\partial t} = -u \frac{\partial u}{\partial x} - v \frac{\partial u}{\partial y} - g \frac{\partial h}{\partial x} + \nu_t \left(\frac{\partial^2 u}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 u}{\partial y^2} \right) + g(S_{ox} - S_{fx}) \quad (25)$$

$$\frac{\partial v}{\partial t} = -u \frac{\partial v}{\partial x} - v \frac{\partial v}{\partial y} - g \frac{\partial h}{\partial y} + \nu_t \left(\frac{\partial^2 v}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 v}{\partial y^2} \right) + g(S_{oy} - S_{fy}) \quad (26)$$

Donde:

U	la velocidad media del agua en la dirección del flujo
V	velocidad media del agua en la dirección transversal
G	la aceleración debida a la gravedad
H	la profundidad del agua
V	coeficiente de difusión turbulenta
T	el tiempo
S_{ox} y S_{oy}	pendiente de fondo

S_{fx} y S_{fy} la pendiente de fricción
 x e y la coordenada espacial

El flujo en canales está caracterizado por pequeñas profundidades del agua cuando es comparado con otros sistemas superiores tales como el mar, océanos y grandes lagos continentales. Mientras que estos grandes procesos de flujo son descritos por las ecuaciones hidrodinámicas tridimensionales de flujo de fluidos (*i.e.*, la ecuación de conservación de masa y las ecuaciones de movimiento de Navier-Stokes), muchos sistemas de flujo de interés para el modelador, incluyendo el flujo en canales y cauces naturales, son caracterizados por pequeñas profundidades del flujo en la dimensión vertical, comparando con las dimensiones laterales y longitudinales del flujo.

Por tanto, en casos en los que el río presenta una relación ancho-profundidad de 20 ó más y para muchas aplicaciones comunes, las variaciones en la velocidad vertical son mucho menos importantes que los de la dirección transversal y longitudinal (Gordon *et al.*, 2004²²). En este sentido, las ecuaciones pueden ser promediadas en la vertical para obtener la aproximación en dos dimensiones en el plano horizontal, la cual describe adecuadamente el campo de flujo para la mayoría de los ríos con estas características.

La Figura 10 muestra una situación donde el flujo puede ser adecuadamente modelado por una aproximación bidimensional.

²² Gordon N., McMahon T., Finlayson B., Gippel C. y Nathan R. (2004). Stream Hydrology: An Introduction for Ecologists.

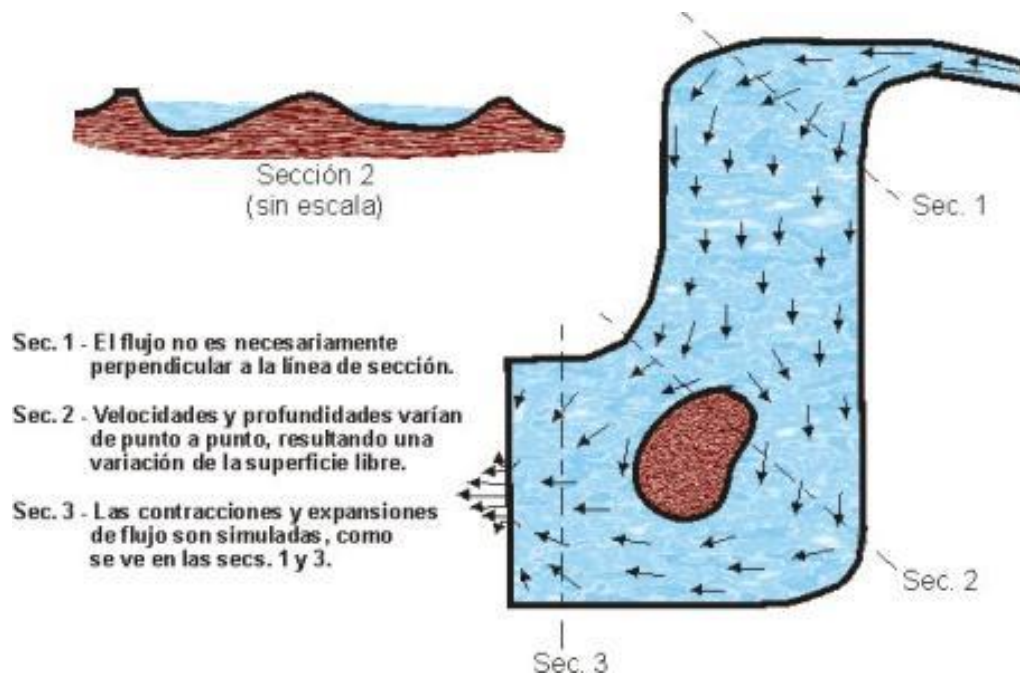


Figura 10 Representación de flujo en dos dimensiones

Para estos sistemas, las ecuaciones hidrodinámicas bidimensionales, promediadas en la vertical son generalmente consideradas suficientes para describir este fenómeno de flujo superficial o somero, como ocurre en los ríos y estuarios. Las ecuaciones para aguas someras (en inglés: shallow water equations) que son usadas para modelar estos flujos, son obtenidas promediando verticalmente las ecuaciones tridimensionales de continuidad y movimiento.

El análisis de flujo multidimensional puede presentarse en estado permanente o transitorio. Las simulaciones para el estado transitorio o dinámico requieren mucho más esfuerzo computacional que las simulaciones en estado permanente. Por lo tanto, el análisis y representación de los resultados de una simulación dinámica son mucho más complejos que para una simulación en estado permanente.

6.3.2 Modelación de la calidad del agua

Un cuerpo de agua natural tiene muchos usos, dentro de los que está servir como cuerpo receptor de descargas de aguas residuales; al asimilar estos vertimientos las características de calidad del agua se alteran y los otros usos potenciales del cuerpo de agua también se ven afectados, ocasionando un desequilibrio en las condiciones naturales del cuerpo de agua. Entonces, debido a la situación planteada la sociedad moderna en las últimas décadas, se ha visto en la necesidad de controlar y planificar el recurso hídrico, en donde la modelación matemática se ha constituido en una herramienta muy útil en el estudio de fenómenos relacionados con cuerpos receptores de aguas residuales y de abastecimiento de agua potable. Es por esto que resulta interesante entender como un modelo puede mostrar y representar los fenómenos que ocurren en el cuerpo de agua en cuestión.

Los modelos matemáticos de calidad de aguas están compuestos por ecuaciones diferenciales que describen los mecanismos principales del transporte: la advección y la dispersión. El primero representa el transporte debido al campo de velocidades, y el segundo el transporte debido a los procesos combinados de difusión turbulenta (por remolinos), advección diferencial (por perfiles de velocidad turbulentos no uniformes en la corriente que inducen “corte”) y en menor medida por la difusión molecular.

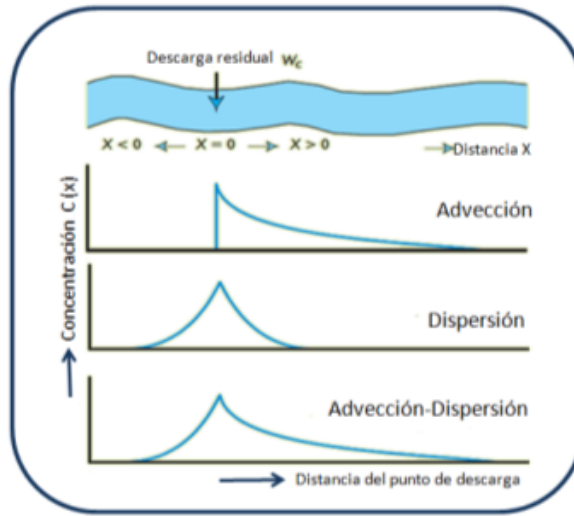


Figura 11 Distribución de la concentración de una descarga puntual en un río o estuario (Wainwright, et al., 2004)

Existen además procesos propios de la cinética de las reacciones químicas de las sustancias, que dan cuenta de su degradación y que dependen de la interacción de las sustancias entre sí y con el medio, por ejemplo los procesos de hidrólisis, adsorción, absorción, oxidación, reducción, decaimiento, reareación, sedimentación, resuspensión, entre los más importantes.

La ecuación de transporte o ecuación de advección-dispersión unidimensional (EAD) representa el balance de masa de una sustancia y puede ser escrita del siguiente modo (Fischer *et al.*, 1979²³)

$$\frac{\partial(AC)}{\partial t} + \frac{\partial(AUC)}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial x} \left(AE_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \Gamma_c \quad (27)$$

Donde,

²³ Fischer H. B., List J. E., Koh C. R., Imberger J. Brooks, N. H. (1979), Mixing in Inland and Coastal Waters

A es el área de las secciones transversales [L^2]

C es la concentración media de la sustancia [ML^{-3}]

U es la velocidad media del agua [LT^{-1}]

E_x es el coeficiente de dispersión en la dirección x, [L^2T^{-1}]

Γ_c es un término fuente debido a los aportes y/o pérdidas externas de masa [$ML^{-1}T^{-1}$]

t es el tiempo [T]

x es la coordenada espacial [L], considerada positiva en la dirección del flujo

La aplicación de la Ecuación (27) es válida si se considera que la sustancia está completamente mezclada a lo ancho de la sección transversal de un escurrimiento estacionario ²³.

En ríos muy anchos, como es el caso del río Magdalena no es aconsejable el estudio de la dispersión de la contaminación con modelos unidimensionales, ya que la existencia de corrientes horizontales modifica notablemente las concentraciones locales. De igual manera, en ocasiones no es recomendable la aplicación de modelos tri-dimensionales, debido principalmente al alto costo computacional requerido para estas simulaciones. Por lo tanto, para el tramo del río Magdalena estudiado en este trabajo, que tiene una longitud de 21 Km y ancho promedio de 700 m, aproximadamente, lo más recomendable es la aplicación de un modelo bidimensional que representa adecuadamente las variaciones horizontales de la contaminación y no es tan costoso computacionalmente.

La ecuación diferencial que representa el fenómeno de transporte bidimensional (es decir, integrado en la vertical) de sustancias es conocida como ecuación de advección-difusión-reacción:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + U \frac{\partial C}{\partial x} + V \frac{\partial C}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x} \left(E_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(E_y \frac{\partial C}{\partial y} \right) + \Gamma_c \quad (28)$$

Dónde:

$C :$	Concentración de cualquier parámetro de calidad del agua	(mg/L)
$E_x :$	Coeficiente de dispersión longitudinal	(m ² /s)
$E_y :$	Coeficiente de dispersión lateral	(m ² /s)
$\Gamma_c :$	Término de reacción (específico para cada parámetro)	(m ⁻¹)
V	Velocidad en la dirección longitudinal	(L/s)
U	Velocidad en la dirección lateral	(L/s)

El primer término del lado izquierdo es el cambio temporal, el segundo y tercer término representa el transporte advectivo, generado por el movimiento del cuerpo de agua, transportando en su seno la sustancia que se analiza. El primer y segundo término del lado derecho es el transporte difusivo, que representa el movimiento del contaminante generado por la diferencia de concentraciones entre dos puntos del medio en que se encuentran. El tercer término del lado derecho representa la reacción/transformación de la sustancia en el agua y es particular para cada una.

La ecuación de transporte cuenta con soluciones analíticas para casos simplificados pero no es posible resolverla cuando las condiciones de frontera son complejas como es el caso de la mayoría de las aplicaciones prácticas. Es en estos casos es donde se recurre a la resolución numérica de la ecuación. La parte advectiva de la ecuación diferencial es la que contiene la información de velocidades, la cual debe provenir del modelo hidrodinámico. La parte difusiva en cambio, depende del coeficiente de dispersión, el cual usualmente se usa como parámetro de ajuste del modelo a la realidad. Ambas partes dependen, obviamente, de la concentración de la sustancia analizada y del nivel en cada lugar y tiempo, ya que ambas variables conforman el argumento de la diferenciación²⁴.

6.4 Fundamentos de la Modelación

Debido a que en este trabajo se presenta la aplicación de un modelo matemático para la simulación de la calidad del agua en el Río Magdalena es preciso conceptualizar y desglosar la temática, de tal forma que se comprendan todos los aspectos que hacen parte de la modelación y que la sitúan como una herramienta provechosa, es por esto que en este capítulo se presenta algunos aspectos generales de la modelación del transporte de los contaminantes.

Un modelo es considerado como una abstracción del ambiente y representa una compleja realidad de la manera más sencilla, siendo adecuada al propósito de la modelación²⁵.

²⁴ Petroni R. (2005). Hidráulica marítima y de estuarios

²⁵ Wainwright M, Mulligan, Environmental Modeling: Finding Simplicity in Complexity.

6.4.1 Tipos de modelos

Los modelos pueden caracterizarse según la representación, su estado y su dimensionalidad, como se ilustra en la Figura 12.

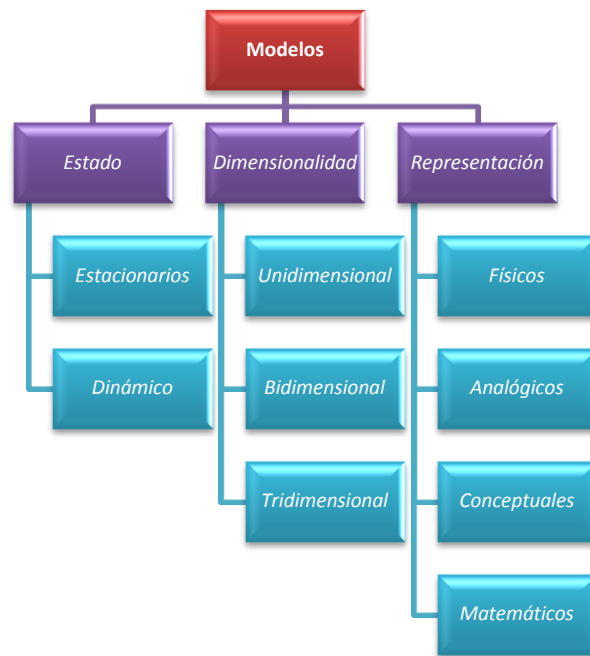


Figura 12 Clasificación de los modelos.

6.4.1.1 Según su estado

Los modelos pueden ser *dinámicos* o de estado *estacionario*.

Modelos *dinámicos*, proveen información acerca de la calidad del agua tanto en la dirección (o distancia aguas abajo de una descarga) como en el tiempo

Modelos *estacionarios* suponen que existe variación sólo en el espacio (no existe cambios de las variables en el tiempo), como por ejemplo una descarga continua y

constante. Estos son de menor grado de dificultad y de menor costo de aplicación que los modelos dinámicos²⁶.

6.4.1.2 Según su dimensionalidad

Los modelos matemáticos pueden ser uni, bi o tridimensionales dependiendo de las características físicas del medio a simular, tal como se muestra a continuación:

Modelos *unidimensionales*, se utilizan generalmente para representar flujos de aguas en ríos, siendo la dirección considerada el sentido del escurrimiento, es decir que el contaminante varía solo en la dirección del río.

Modelos *bidimensionales*, se utilizan para ríos de gran ancho, en los cuales las concentraciones de contaminantes varían de un lado de la ribera al otro. En estos casos se usa un sistema cartesiano de coordenadas, en el cual una de ellas corresponde al sentido del flujo y la otra a la dimensión lateral.

Modelos *tridimensionales*, encuentran aplicación en estudios de agua subterráneas y en sistemas más complejos de aguas superficiales. Requieren de mayor información que los modelos uni y bidimensionales y también mayor tiempo computacional, por lo que su uso se restringe a problemas de gran magnitud cuando se dispone de recursos suficientes para su aplicación ²⁶.

²⁶ Castillo J, Espinoza C. (2005). Modelo de simulación para la calidad de agua en un río.

6.4.1.3 Según la representación

Los modelos pueden ser *físicos* si representan a escala la geometría y las propiedades de los materiales de un sistema, como son las maquetas y los modelos hidráulicos a escala.

Modelos *analógicos*, si representan las propiedades de un sistema a través de fenómenos diferentes pero que tienen un comportamiento similar, tal como ocurre con los modelos que representan el escurrimiento del agua subterránea a través del escurrimiento de aceite entre dos vidrios paralelos o de la corriente eléctrica en una red de resistencias.

Modelos *conceptuales*, en los cuales se identifican las características relevantes de un sistema, pero sin llegar a representarlas cuantitativamente, sólo con el fin de tener una mejor comprensión del sistema.

Modelos *matemáticos* se entiende por modelo matemático la descripción aproximada de una clase de fenómenos del mundo exterior, expresada con ayuda de simbolismos matemáticos. Un modelo matemático es una descripción que representan los estados y las tasas de cambio de un proceso o un concepto de acuerdo a reglas matemáticas (con frecuencia mediante una función o una ecuación). Los modelos matemáticos pueden ir de simples ecuaciones a códigos de software complejos aplicando muchas ecuaciones y reglas en tiempo y espacio²⁷. El objetivo de los modelos es entender el fenómeno y reproducirlo de la manera más exacta posible, prediciendo los futuros acontecimientos en el contexto que fue modelado.

El mejor modelo es siempre el que logra el mayor realismo, por esto es necesario someterlos a un proceso de calibración y verificación, siendo esto de vital importancia

²⁷ Wainwright M, Mulligan, Environmental Modeling: Finding Simplicity in Complexity.

para la confiabilidad de la modelación y definir así si será una herramienta útil para tomar decisiones con respecto al manejo del recurso hídrico²⁸.

En el proceso de calibración de un modelo se intenta evaluar las variables desconocidas mediante su parametrización y la comparación de los resultados que entrega el modelo con un conjunto de resultados medidos en el sistema real²⁹. Cuando en un modelo se calibran simultáneamente varias variables, se corre el riesgo de que el conjunto de valores que permite representar en mejor forma los resultados del sistema real carezca de sentido físico y, por lo tanto, no necesariamente represente bien una situación diferente. Para evitar esto, se acostumbra, una vez calibrado el modelo, comparar la realidad con los resultados que entrega el modelo para una situación completamente distinta e independiente a la utilizada en la calibración. Con esto se evita que la calibración sólo tenga sentido numérico y que los valores calibrados no representen individualmente las condiciones que se desea modelar²⁹.

6.4.2 Métodos de solución de las mallas numéricas

Los códigos utilizan mallas estructuradas o no estructuradas, las cuales están compuestas de celdas con figuras definidas como cuadrados y rectángulo³⁰; y se basan, comúnmente, en diferencias finitas, elementos finitos o aproximaciones híbridas que implican volúmenes finitos. Los modelos de diferencias finitas requieren que la totalidad de la malla de cálculo contenga celdas de las mismas dimensiones, no obstante, a fin de resolver el flujo con mayor precisión, es posible implementar un refinamiento de la malla en la región de interés de modo que se resuelva primero el

²⁸ Restrepo I, Sánchez L, Galvis A, Rojas J y Janeth I. (2007). Avances en investigación y desarrollo en agua y saneamiento para el cumplimiento de las metas del milenio.

²⁹ Castillo J, Espinoza C. (2005). Modelo de simulación para la calidad de agua en un río.

³⁰ Sámano, M (2011). Desarrollo e integración de modelos numéricos de calidad del agua en un sistema de información geográfica.

dominio completo con una malla gruesa y después, el subdominio con celdas de mayor resolución, siempre y cuando sea viable.

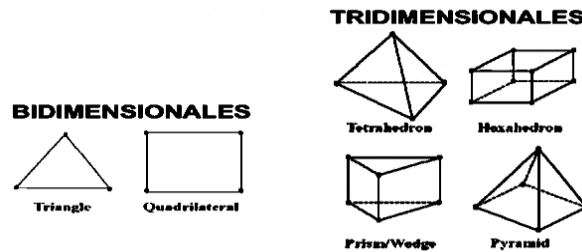


Figura 13 Tipos de celdas de una malla numérica

Por su parte, los métodos de elementos finitos permiten una mayor flexibilidad mediante la subdivisión del sistema en triángulos que pueden variar en forma y tamaño. Asimismo, permiten seguir fielmente la morfología y la batimetría de la zona de estudio además de que hacen posible una mejor representación de aquellas áreas donde la actividad hidrodinámica es más interesante e importante. Actualmente, esta aproximación es ampliamente utilizada para la descripción hidrodinámica de lagunas y áreas costeras. Esto se debe a que en estas zonas, usualmente caracterizadas por su compleja batimetría y morfología, la técnica de elementos finitos tiene la ventaja de poder proveer una adecuada resolución en las distintas áreas de interés dentro de la zona de estudio (alta resolución en las entradas y canales y baja resolución en las zonas llanas)³¹.

³¹ Sámano, M (2011). Desarrollo e integración de modelos numéricos de calidad del agua en un sistema de información geográfica.

6.4.3 Validación de modelos numéricos

La demostración de la validez de un modelo numérico puede implicar un gran número de datos, pruebas y procedimientos, algunos de los conceptos relacionados con este proceso fundamental se mencionan a continuación. No obstante, en el Capítulo 5 se aborda con mayor detalle la validación teórica realizada específicamente para el modelo desarrollado ANAITE/2D.

La validación operacional implica la comparación de datos simulados con datos reales y la validación conceptual que se refiere a la justificación de las teorías y suposiciones que encierra el modelo. La validación operacional es un protocolo de prueba para demostrar que los resultados de un modelo alcanzan los estándares de desarrollo requeridos para lograr los objetivos de dicho modelo. Este proceso es una aproximación pragmática, puesto que se centra, principalmente, en que tan bien el modelo imita el sistema con independencia de los mecanismos bajo los cuales haya sido programado. Para la validación operacional, es necesaria una comparación de los datos simulados con datos obtenidos a través de la observación y medición del sistema real. Para ello, habitualmente se han utilizado pruebas estadísticas de comparación.

Por su parte, la validación conceptual significa que las teorías y asunciones que subyacen bajo el modelo conceptual son correctas, o al menos, justificables y que, por tanto, la representación del sistema, la estructura lógica – matemática y las relaciones causales son razonables. En concreto, la validación conceptual debe proveer una explicación científica aceptable de las relaciones causa – efecto incluidas en el modelo. Cabe mencionar que los datos reales no son infalibles para juzgar el desempeño de un modelo. Para poder utilizarlos, debe ser demostrada no sólo su validez, sino también su interpretación. Obviamente, en términos generales, no se puede esperar que un modelo numérico aporte mejores resultados que los datos disponibles, no obstante, en aquellas ocasiones en las que las limitaciones técnicas impiden un buen desarrollo de la

medición y observación del sistema, los modelos numéricos aportan mejores representaciones de la realidad física.

Existen varios tipos de procedimientos de validación:

- Preguntar a gente cualificada si el comportamiento del modelo es razonable (Juicio de experto).
- Solicitar a un lector que identifique que tan próximos están los datos simulados y los reales en un gráfico (Pruebas Turing).
- Desplegar gráficos de series temporales y espaciales, así como otro tipo de representaciones visuales que permitan la comparación entre el sistema y el modelo (Técnicas de visualización).
- Comparar contra los datos generados por otros modelos (Comparación con otros modelos).
- Comparar el sistema y el modelo a través de la ocurrencia, frecuencia y magnitud de eventos simulados y reales. Es decir, llevar a cabo una validación más bien cualitativa en la que el modelo es probado por su habilidad para reproducir las relaciones propias dentro de las variables del modelo y de su comportamiento dinámico más que por la apropiada reproducción de valores cuantitativos (Validez de evento).
- Dividir los datos históricos disponibles en dos partes: una dedicada a la construcción del modelo y otra reservada para su validación (Validación histórica).
- Determinar si el comportamiento del modelo es correcto y si aporta suficiente precisión a través del uso de trazadores (Trazadores).

- Estimar con mayor precisión los parámetros que causan cambios significativos en el comportamiento del modelo (Análisis de sensibilidad).

En el caso de que ninguno de los procedimientos anteriores permita llevar a cabo una validación satisfactoria, existen algunas otras opciones tales como:

- Recalibrar el modelo para mejorar el ajuste con los datos reales cambiando los valores de los parámetros.
- Modificar el modelo estructural y conceptualmente revisando las asunciones y modificando las representaciones lógicas o matemáticas de los procesos.
- Restringir la aplicación del modelo a un dominio más pequeño.

Finalmente, cabe mencionar, que en términos de validación, una convención apropiada debe incluir no sólo cuan cercanos se encuentran los datos simulados y los reales, sino también que tan a menudo lo hacen. Una propuesta inicial para hacer válido un modelo, consiste en que los resultados de las variables más importantes del modelo se encuentren dentro de un intervalo de confianza del 95% el 75% del tiempo³².

6.4.4 Tipos de modelos de simulación de la calidad de agua.

Existen diferentes tipos de modelos de calidad de agua, una clasificación ampliamente usada es la que los divide entre modelos de optimización y modelos de simulación. En los modelos de optimización generalmente el problema es encontrar el conjunto de valores de las variables de entrada que optimizan una determinada función de las variables de salida o de las propias variables de entrada sujeto a determinadas funciones.

³² Rykiel, E.J. Jr. (1996). Testing ecological models: the meaning of validation. Ecological Modeling

Los modelos de simulación son los más usados y simplemente permiten encontrar la respuesta del sistema frente a diversos estímulos de entrada, tal como una función entrega los valores asociados a diferentes valores que asume la variable³³. Los modelos de simulación pueden dividirse en dos grandes grupos, empíricos y mecanicistas, estos a su vez pueden ser determinísticos o estocásticos.

En los determinísticos las variables vienen determinadas por leyes físicas consideradas como exactas y que explican toda su variabilidad, mientras que en los estocásticos las variables son regidas en todo o en parte por las leyes del azar, y por tanto caracterizadas en términos de probabilidad³⁴.

En la Figura 14 se presenta una clasificación que puede ayudar a mostrar algunos tipos de modelos que han sido usados, aclarando que ésta no es una lista exhaustiva..

³³ Castillo J, Espinoza C. (2005). Modelo de simulación para la calidad de agua en un río.

³⁴ Estrela, T (1992) Modelos matemáticos para la evaluación de recursos hídricos.

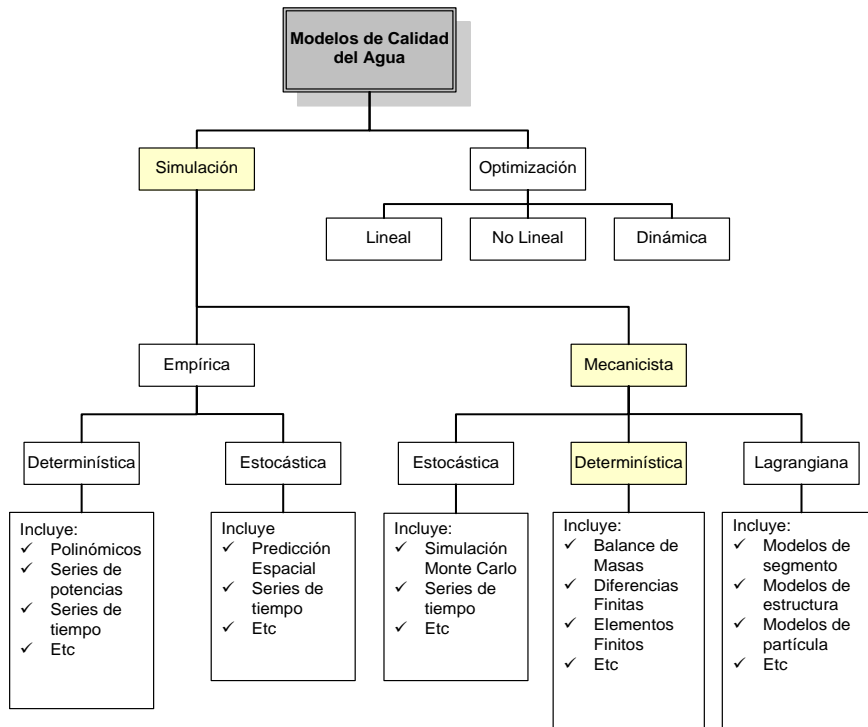


Figura 14 Clasificación de las técnicas de simulación (modificado de James, 1993).

6.4.4.1 Modelos Determinísticos

Un modelo matemático determinísticos es aquel que estima un resultado o una respuesta sin error, o dicho de otra forma, es aquel que no permite error en la predicción de la respuesta. Los modelos determinísticos tienen una relación fija entre las entradas y salidas, todas estas relaciones son rígidamente calculadas, y las salidas y entradas similarmente se asumen que no están sujetas a variaciones aleatorias.

Cada modelo determinístico de calidad de agua debe ser basado en los siguientes principios generales³⁵:

- Conservación de masa y elementos
- Reducidos grupos de composición de biomasa
- Conservación de momento
- Conservación de energía
- Condiciones iniciales y de frontera
- Leyes gobernantes químicas, bioquímicas y procesos biológicos
- La segunda ley de la termodinámica.

6.4.4.2 *Modelos Estocásticos*

Tiene su fundamento en el máximo aprovechamiento de la información contenida en las muestras analizadas. Su utilización como modelos predictores en la evaluación de aportaciones es prácticamente nula, pues dada su sencillez (son generalmente lineales) están muy limitados en cuanto a la representación de procesos hidrológicos³⁶.

Los modelos estocásticos se caracterizan por tener algún componente desconocido, del cual solo se conoce su probabilidad de ocurrencia³⁷. Estos modelos presentan una ventaja frente a los modelos determinísticos ya que su formulación estocástica facilita la obtención de las incertidumbres en las estimaciones de parámetros y variables.

³⁵ Orlob G. (1983). Mathematical modeling of water quality: streams, lakes, and reservoirs

³⁶ Estrela, T (1992) Modelos matemáticos para la evaluación de recursos hídricos.

³⁷ Castillo J, Espinoza C. (2005). Modelo de simulación para la calidad de agua en un río.

6.4.5 Modelos Eulerianos – Lagrangianos

Para darle solución a las ecuaciones bidimensionales de Saint Venant se usa un método de aproximaciones Euleriano Lagrangianas.

Los métodos de aproximaciones Lagrangianas se han utilizado en el análisis de la dispersión debido a que comparados con los métodos Eulerianos, generan menos errores numéricos y mantienen mejor el significado físico durante el seguimiento e identificación de la localización de las partículas. Sin embargo, los métodos Lagrangianos requieren de un sistema de coordenadas móvil, lo cual incrementa sustancialmente el esfuerzo computacional. Lo que conlleva al desarrollo de métodos combinados aplicables a sistemas en los que domina la advección, explotando así las fortalezas de ambos métodos.

Estos métodos híbridos surgen en el intento de compatibilizar la información del flujo de los métodos Lagrangianos mientras se mantiene la sencillez y la utilidad de la malla euleriana fija. En los esquemas semilagrangianos la parte advectiva de la ecuación de transporte se resuelve mediante el uso de técnicas numéricas lagrangianas mientras que el término difusivo se aproxima por diferencias finitas, elementos finitos o técnicas similares. La principal ventaja de usar un método Euleriano – Lagrangiano estriba en la posibilidad de usar números de Courant grandes, lo cual resulta de particular interés para aguas superficiales cuyos flujos están dominados por la advección³⁸. Sin embargo, a pesar de las ventajas que proporcionan estos métodos, generan resultados erróneos cerca de los puntos de emisión, por tal motivo, se han desarrollado métodos de seguimiento aleatorio de la trayectoria de las partículas (random walk particle tracking) que evitan los errores numéricos provocados por los métodos numéricos de malla fija.³⁹

³⁸ Casulli, V. (1990). Semi-implicit finite difference methods for the twodimensional shallow water flow.

³⁹ Suh, S.W. (2006). A hybrid approach to particle tracking and Eulerian – Lagrangian models in the simulation of coastal dispersion

Cabe reconocer que una desventaja significativa de estos métodos radica en sus pobres propiedades en cuanto a conservación de masa se refiere⁴⁰. Al respecto, se ha podido constatar que estos errores provienen del uso en estos modelos de la forma no conservativa de la ecuación de advección – difusión⁴¹ pudiendo eliminarse empleando técnicas de interpolación basadas en el flujo.

6.4.6 Modelos numéricos de transporte de contaminantes para ríos

La modelación de la calidad del agua en un medio receptor se ha transformado en una práctica común en los últimos años, ya que permite la comprensión y manejo de esta situación. Por tal razón los modelos de calidad del agua han incrementado diferenciándose en su desarrollo, alcance y complejidad abarcando toda la gama de necesidades generales desde el elemental balance de masas hasta complejos modelos tridimensionales⁴². Estas valiosas herramientas se vieron a su vez favorecidas por el notable avance de la informática, lo cual posibilita la resolución más rápida de algoritmos muy elaborados y las hace más accesibles a cualquier nivel de usuario, gracias a la mejora de las interfaces gráficas. Actualmente existen varios modelos de calidad de agua que son de interés para esta investigación: A modo de ejemplo y, por mencionar algunos de los muchos modelos existentes, a continuación se destacan:

El modelo BFHYDRO es un modelo hidrodinámico bidimensional de coordenadas esféricas dependiente del tiempo que ha sido aplicado exitosamente en aguas costeras y estuarinas. Este modelo resuelve un sistema de ecuaciones diferenciales que

⁴⁰ García, A. (2004). Desarrollo de un modelo tridimensional para la determinación del transporte de sustancias en estuarios y zonas someras

⁴¹ Gross, E. S., Koseff, J. R., Monismith, S.G. (1999). Evaluation of advective schemes for estuarine salinity simulations.

⁴² Chapra, S. C., (1997). Surface water quality modeling.

describen la conservación de masa, momento, salinidad y temperatura⁴³. Su aplicación se ha concretado de forma satisfactoria en escenarios tales como, la región del Puerto de Nueva York, la interconexión del estuario australiano del Río Nerang con el sistema de los Lagos Burleigh⁴⁴, la Bahía de San Francisco o la Bahía Buzzards en Massachusetts entre otros. El modelo LAMFE puede ser utilizado en ríos y estuarios cuya hidrodinámica presente un patrón verticalmente bidimensional, es decir, en aquellos en los que los parámetros de calidad de agua varíen tanto en la dirección vertical como en la longitudinal, pero que permanezcan relativamente homogéneos en la dirección lateral. Este modelo asume presión hidrostática y la aproximación de Boussinesq. Aunque este modelo utiliza coordenadas cartesianas sin ningún tipo de transformación, puede ajustarse a la topografía del fondo utilizando celdas que se adaptan a éste, resultando así en un sistema híbrido que contiene en el interior celdas rectangulares, mientras que en la superficie y en las cercanías del fondo, celdas irregulares. Ha sido aplicado, por ejemplo, en el estuario del río Alafia (Florida) con el objetivo de simular las trayectorias de partículas conservativas en ríos estrechos y estuarios de anchura variable⁴⁵.

El modelo de volumen finito FVCOM (Finite Volume Coastal Ocean Model) es un modelo hidrodinámico diseñado para la simulación de procesos hidrodinámicos y de transporte en ríos, lagos, estuarios y aguas costeras. Este modelo resuelve, simultáneamente, las ecuaciones tridimensionales de movimiento para velocidad y elevación de superficie así como las ecuaciones de transporte para la temperatura y salinidad en el marco de un volumen finito. Para representar la geometría horizontal,

⁴³ Sankaranarayanan, S., French McCay, D. (2003). Application of a twodimensional depth-averaged hydrodynamic tidal model. Ocean Engineering.

⁴⁴ Zigic, S., King, B. Lemckert, C. (2005). Modelling the two-dimensional flow between an estuary and lake connected by a bi-directional hydraulic structure

⁴⁵ Chen, X. (2007). A laterally averaged two-dimensional trajectory model for estimating transport time scales in the Alafia River estuary

este modelo utiliza una malla triangular, mientras que para la dirección vertical utiliza la coordenada sigma a fin de ajustarse mejor a la morfología del fondo⁴⁶. Su utilización queda evidenciada en numerosas experiencias tales como: el estudio de circulación e intercambio entre el Lago Ontario y la cuenca Kingston ubicada al noreste de éste mencionada por Schnoor⁴⁷, el análisis de los procesos que afectan el desarrollo de hipoxia estacional en la plataforma Louisiana-Texas, el estudio numérico de las asimetrías de marea en el arroyo Okatee (Carolina del Sur)⁴⁸, la simulación de la circulación de marea y la estratificación salina en la región intermareal del estuario del Río Skagit en Washington o el estudio de las fuentes de variabilidad en los patrones de circulación del Golfo de Maine⁴⁹, por mencionar algunos.

El modelo ROMS (Regional Ocean Modelling System) es el resultado de la evolución del modelo SCRUM (S-coordinate Rutgers University Model) que se ha expandido para incluir una variedad de opciones tales como: esquemas de advección de orden superior, algoritmos de gradientes de presión más precisos, diversas parametrizaciones a escala de sub-malla y algunos módulos específicos (atmosférico, oceánico, bentónico, biológico, etc.). Este modelo ha sido utilizado para simular la circulación del agua en distintas regiones de los océanos del mundo a distintas escalas (local y de cuenca)⁵⁰. Ha sido ampliamente utilizado en diversos estudios llevados a cabo en distintas localizaciones geográficas. Por citar algunos ejemplos, cabe comentar: la aplicación a un sistema costero baroclínico con upwelling⁵¹; la búsqueda de la combinación óptima

⁴⁶ Frick, W.E., Khangaonkar, T., Sigleo, A. C., Yang, Z. (2007). Estuarine - ocean exchange in a North Pacific estuary: Comparison of steady state and dynamic models.

⁴⁷ Schnoor, J. (1987) Environmental modeling: fate and transport of pollutants in water, air, and soil.

⁴⁸ Yang, Z., Khangaonkar, T. (2009) Modeling tidal circulation and stratification in Skagit River estuary using an unstructured grid ocean model.

⁴⁹ Pringle, J. M. (2006) Sources of variability in Gulf of Maine circulation, and the observations needed to model it.

⁵⁰ Grifoll, M., Fontán, A., Ferrer, L., Mader, J., González, M., Espino, M. (2009). 3D hydrodynamic characterisation of a meso-tidal harbour

⁵¹ Di Lorenzo, E., Moore, A.M., Arango, H.G., Cornuelle, B.D., Miller, A.J., Powell, B., Chua, B.S., Bennett, A.F. (2007). Weak and strong constraint data assimilation in the inverse Regional Ocean Modeling System

entre algoritmos numéricos, paso de tiempo y modo de partición (splitting)⁵²; la simulación de la dinámica oceánica en el sudoeste tropical del Atlántico a lo largo de la costa brasileña⁵³; la simulación numérica de la circulación estival en la Bahía de Todos Santos en Ensenada, B.C. Mexico⁵⁴ o la investigación sobre los efectos del upwelling en los brotes de algas en la costa occidental de Florida⁵⁵.

El modelo POM (Princeton Ocean Model) es un modelo hidrodinámico tridimensional de diferencias finitas semi-implícito que puede ser utilizado para determinar la variación temporal y espacial de elevación de superficie, salinidad, temperatura y velocidad en función del viento, marea, flotabilidad y fuerzas de Coriolis. Este modelo utiliza la coordenada sigma en la dirección vertical (para ajustarse a la topografía del lecho) y la coordenada ortogonal curvilínea para la dirección horizontal (para ajustarse a la línea de costa). Asimismo, resuelve un sistema acoplado de ecuaciones diferenciales que describen la conservación de masa, momento, calor y salinidad en cada elemento de la malla. Además, incorpora un submodelo de segundo orden que provee la viscosidad de remolino y la difusividad de mezclado vertical⁵⁶. Cabe mencionar que cuenta con un esquema, desarrollado también en la Universidad de Princeton, para trabajar con mallas que presentan fenómenos de inundación y secado⁵⁷.

⁵² Shchepetkin, A.F., McWilliams, J.C. (2005). The regional oceanic modeling system (ROMS): a split-explicit, free-surface, topography-following coordinate oceanic model.

⁵³ Silva, M., Araujo, M., Servain, J., Penven, P., Lentini C.A.D. (2009). High resolution regional ocean dynamics simulation in the southwestern tropical Atlantic. *Ocean Modelling*

⁵⁴ Mateos, E., Marinone, S.G., Parés-Sierra, A. (2009). Towards the numerical simulation of the summer circulation in Todos Santos Bay, Ensenada, B.C. Mexico. *Ocean Modelling*

⁵⁵ Lanerolle, L. W. J., Tomlinson, M. C., Gross, T. F. a, Aikman III, F., Stumpf, R.P., Kirkpatrick, G. J., Pederson, B. A. (2006). Numerical investigation of the effects of upwelling on harmful algal blooms off the west Florida coast. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*.

⁵⁶ Zhang, Q.Y. (2006). Comparison of two three-dimensional hydrodynamic modeling systems for coastal tidal motion. *Ocean Engineering*

⁵⁷ Oey, L. Y. (2005). A wetting and drying scheme for POM. *Ocean Modelling*.

El modelo COHERENS es un modelo tridimensional multipropósito de diferencias finitas. Este modelo permite el acoplamiento de distintos submodelos que simulan procesos físicos y biológicos, así como el transporte y transformación de sedimentos y contaminantes. En este modelo las ecuaciones diferenciales para temperatura y salinidad no solo representan ecuaciones regulares de advección - difusión de tipo escalar, sino que incluyen operadores de difusión horizontal y términos de fuentes y sumideros⁵⁸. Mediante este modelo ha sido posible, entre otras aplicaciones, calcular las escalas de tiempo de renovación del agua⁵⁹, explorar el ciclo térmico de las aguas costeras⁶⁰ y analizar los efectos del oleaje en el coeficiente de arrastre superficial así como la longitud de mezclado superficial⁶¹.

El modelo tridimensional MOHID ha demostrado su habilidad para simular flujos estuarinos y costeros complejos en numerosas aplicaciones que tratan con lagunas costeras mesomareales, canales mareales y sistemas estuarinos. Asimismo, resuelve la ecuación de transporte para salinidad y temperatura. Este modelo asume un equilibrio hidrostático y una aproximación de Boussinesq. Utiliza una aproximación de volumen finito para discretizar la ecuaciones, de este modo, la forma discreta de las ecuaciones gobernantes se aplica macroscópicamente al volumen de control (celda), lo que hace que las ecuaciones sean independientes de la geometría de la celda y, por tanto, permite el uso de una coordenada vertical genérica⁶².

⁵⁸ Marinov, D., Norro, A., Zaldivar, J.M. (2006). Application of COHERENS model for hydrodynamic investigation of Sacca di Goro coastal lagoon (Italian Adriatic Sea shore). Ecological Modelling

⁵⁹ Ribbe, J., Wolff, J.O., Staneva, J., Gräwe, U. (2008). Assessing water renewal time scales for marine environments from three-dimensional modelling

⁶⁰ Umgiesser, G., Luyten, P.J., Carniel S., (2002). Exploring the thermal cycle of the Northern North Sea area using a 3-D circulation model: the example of PROVESS NNS station. Journal of Sea Research

⁶¹ Liang B. C., Li H. J. Lee D. Y. (2006). Numerical study of wave effects on surface wind stress and surface mixing length by three-dimensional circulation modelling. Journal of Hydrodynamics

⁶² Ruiz-Villarreal, M., Montero, P., Taboada, J. J., Prego, R., Leitão P. C., Pérez-Villar, V. (2002). Hydrodynamic Model Study of the Ria de Pontevedra Under Estuarine Conditions. Estuarine, Coastal and Shelf Science

El modelo SELFE es un modelo tridimensional semi-implícito Euleriano- Lagrangiano de elementos finitos que resuelve las ecuaciones de Reynolds y de Navier-Stokes para la conservación de masa, momento y salinidad bajo las aproximaciones hidrostática y de Boussinesq para obtener elevaciones de superficie libre, velocidad del agua en las tres dimensiones y valores de salinidad⁶³. Este modelo ha sido aplicado, por ejemplo, en el estudio del tiempo de residencia y de la edad de las sustancias disueltas en un estuario parcialmente mezclado⁶⁴.

El modelo MIKE 3 es un modelo hidrodinámico tridimensional general para la simulación de flujo en estuarios, bahías y zonas costeras y oceánicas. Este modelo usa un sistema multi-coordenada en la dirección vertical y un sistema de coordenadas rectangulares en la dirección horizontal. A diferencia de la coordenada sigma que utiliza el mismo número de capas en zonas someras y profundas, el sistema multi-coordenada permite usar menos capas en las zonas someras que en las zonas profundas. Este modelo permite simular la distribución de salinidad y temperatura ⁶⁵. La aplicación de este modelo en aguas costeras de Singapur demostró que tanto las elevaciones de marea, como las velocidades de corriente predichas por el modelo coincidían satisfactoriamente con las mediciones de campo⁶⁶.

QUAL2K, versión modernizada del QUAL2E⁶⁷, es un modelo unidireccional desarrollado por la EPA (Environmental protection Agency, EEUU) que supone mezclado completa

⁶³ Zhang, Y., Baptista, A. M. (2008). SELFE: A semi-implicit Eulerian– Lagrangian finite-element model for cross-scale ocean circulation

⁶⁴ Liu, W.C., Chen, W.B., Kuo, J.T., Wu, C. (2008). Numerical determination of residence time and age in a partially mixed estuary using threedimensional hydrodynamic model. Continental Shelf Research

⁶⁵ Pietrzak, J., Jakobson, J.B., Burchard, H., Vested, h. J., Petersen, O. (2002). A three-dimensional hydrostatic model for coastal and ocean modelling using a generalised topography following co-ordinate system

⁶⁶ Zhang, Q.Y. (2006). Comparison of two three-dimensional hydrodynamic modeling systems for coastal tidal motion

⁶⁷ Brown y Barnwell, (1987) The Enhanced Stream Water Quality Model QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: Documentation and user's Manual

vertical y lateralmente y flujo en estado estacionario, no uniforme, simulación en escala de tiempo diurna, por ser el reglamentado para EU es de licencia libre (freeware).

MIKE 21, Versión actualizada del MIKE 11 Desarrollado por el Danish Hydraulic Institute, es apto para representar simulaciones bidimensionales, puede simular la hidrodinámica de redes de canales y sistemas de ríos además de transporte de sedimentos, olas de cuerpos de agua marinos y ecosistemas, es software comercial.

ANAITE/2D, Es un modelo numérico hidrodinámico y de calidad del agua bidimensional, escrito en FORTRAN. Este es el modelo a aplicar en este trabajo para el caso del río Magdalena, sus características se detallan en el capítulo 3.

7. EL MODELO DE CALIDAD DE AGUA ANAITE/2D

ANAITE/2D es un modelo numérico bidimensional construido en Intel FORTRAN 10 que consta de dos módulos, un módulo hidrodinámico y un módulo de fenómeno de transporte de los contaminantes, simulando parámetros físico-químicos y biológicos en una corriente de agua⁶⁸. Este modelo resuelve las ecuaciones de Saint-Venant para la representación de la hidrodinámica y la ecuación de Advección-Difusión-Reacción (ADR) para el transporte y transformación de los contaminantes, utilizando un enfoque en dos dimensiones.

El objetivo principal de este modelo es realizar simulaciones de transporte de contaminantes y calidad del agua de acuerdo a intereses, con la opción de modificar las condiciones de entrada y crear los escenarios deseados. Con dicha información se puede tomar las decisiones pertinentes y medidas de control necesarias hasta alcanzar el estado ideal del ecosistema.

Se desarrolla la primera versión del programa ANAITE/2D en estado permanente, constituido por una componente hidrodinámica y un módulo de calidad del agua. La componente hidrodinámica consta de dos partes, un módulo hidrodinámico unidimensional en donde se calcula el perfil hidráulico, y un módulo hidrodinámico bidimensional que genera en el plano horizontal (x, y) los campos de velocidades del río para secciones preestablecidas. En el trabajo de Torres-Bejarano (2012), se desarrollaron tres submódulos de calidad de agua. En el primer submódulo se resuelven las variables físicas; en el segundo se resuelven las variables químico-biológicas; y en el tercer submódulo se resuelven las sustancias tóxicas,

⁶⁸ Torres-Bejarano F., Ramírez H. and Rodríguez C. (2012). A Study Case of Hydrodynamics and Water Quality Modelling: Coatzacoalcas River, Mexico. In: Hydrodynamics - Natural Water Bodies

específicamente metales pesados. El transporte de contaminantes se realiza resolviendo numéricamente la ecuación de advección-difusión-reacción en dos dimensiones.

Continuando con la evolución del modelo ANAITE/2D, pasó del estado permanente al estado transitorio, considerando efectos de marea y las características hidrológicas de la cuenca. Además, se desarrollaron dos nuevos submódulos, uno de calidad del agua en donde se resuelven las ecuaciones que describen el transporte y destino de hidrocarburos, tales como el benceno, tolueno y xileno, y en el otro se calculan indicadores ambientales y de calidad de agua. Considerando que una interfaz gráfica de usuario juega un papel preponderante en el desarrollo y puesta en marcha de todo sistema computacional, se desarrolló una interfaz gráfica de usuario, una base de datos y modificó los módulos de calidad del agua para constituir el Sistema ANAITE/2D, el cual permite de una manera amigable estudiar la hidrodinámica, contaminación y el diagnóstico ambiental en los ecosistemas acuáticos con superficie libre. El sistema permite además un fácil acceso y un manejo sencillo para usuarios ajenos a los conceptos de la modelación matemática.

La Figura 15, representa el diagrama de flujo de la versión actual del sistema ANAITE/2D.

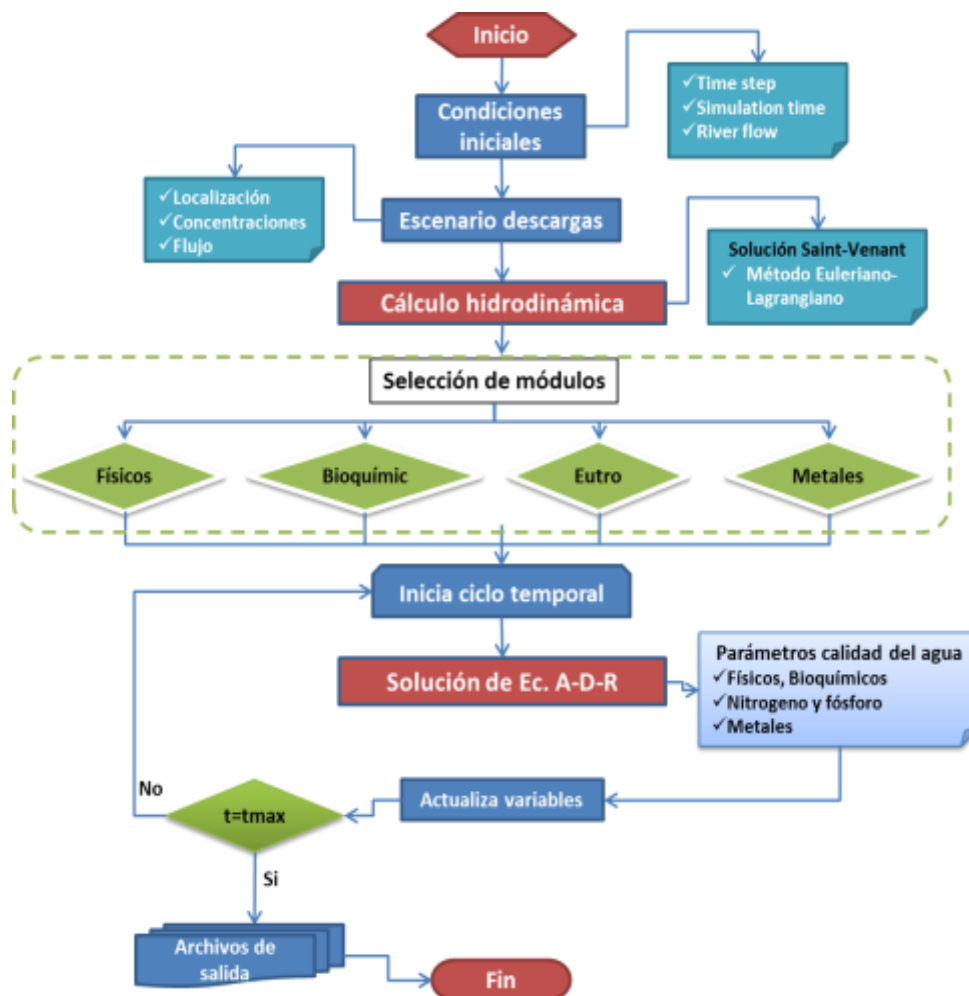


Figura 15 Algoritmo del sistema ANAITE/2D

7.1 El módulo hidrodinámico

En casos en los que el río presenta una relación ancho-profundidad de 20 ó más y para muchas aplicaciones comunes, las variaciones en la velocidad vertical son mucho menos importantes que los de la dirección transversal y las de la línea de flujo⁶⁹. En

⁶⁹ Sotelo, Gilberto.(1977). Hidráulica General: fundamentos.

este sentido, las ecuaciones de movimiento pueden ser promediadas en la vertical para obtener la aproximación en dos dimensiones en el plano horizontal, la cual describe adecuadamente el campo de flujo para la mayoría de los ríos con estas características. El análisis del flujo bidimensional en ríos debe ser considerado para problemas donde la dirección o la distribución de flujo sean de importancia y no son bien representados con un análisis unidimensional.

En este proyecto se utilizó el tratamiento de las ecuaciones de Saint Venant para aguas someras (Ec 24, 25 y 26) mediante un método euleriano-lagrangiano resuelto en una aproximación de segundo orden, propuesto por Torres-Bejarano⁷⁰

7.2 El módulo de transporte de contaminantes

Con este módulo se puede simular el comportamiento y la distribución de la concentración para diferentes parámetros de calidad del agua. El modelo de transporte de contaminantes y calidad del agua resuelve los siguientes parámetros, agrupados en sub-módulos de acuerdo a sus características físico-químicas.

- **Físicas:** Temperatura, Salinidad, Sólidos Suspendidos, Conductividad Eléctrica.
- **Químico-Biológicos:** Oxígeno Disuelto (OD), Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), Coniformes Fecales (CF).
- **Eutroficación:** Nitrógeno Amoniacal (NH_3), Nitratos (NO_3), Nitrógeno Orgánico (N_{org}), Fósforo inorgánico (fosfatos, PO_4), Fósforo orgánico (P_{org}).

El transporte y transformación de los diferentes parámetros de calidad del agua fue realizado aplicando la aproximación bidimensional de la ecuación de A-D-R (Ec. 35).

⁷⁰ Torres-Bejarano, F., Ramírez, H. (2007). El programa ANAITE para el estudio de la dinámica y la calidad del agua en cauces naturales con pendiente suave.

Las ecuaciones de Saint Venant y A-D-R son resueltas numéricamente usando un método euleriano-lagrangiano de segundo orden. Este método separa las ecuaciones en sus dos componentes principales: advección y difusión, que son resueltas usando una combinación de técnicas lagrangianas y eulerianas, respectivamente. De esta forma son resueltas las ecuaciones completas.

El mecanismo de reacción Γ_c de la Ecuación (35) se usa para representar cualquier parámetro de calidad del agua, y es resuelto individualmente para cada uno de ellos, tal como se detalla a continuación.

7.2.1 Modelación de la temperatura

El modelo de reacción para la temperatura, está dado por la siguiente ecuación (Thomann, 1987):

$$\frac{dT}{dt} = -K_R (T - T_b) \quad (29)$$

donde:

K_R :	$\frac{K}{\rho C_p H}$, coeficiente de intercambio total	(d ⁻¹)
T :	Temperatura promedio del agua	(°C)
T_b :	Temperatura natural promedio del agua	(°C)
K :	Coeficiente de intercambio de calor promedio	(Cal m ⁻² d ⁻¹ °C ⁻¹)
ρ :	Densidad del agua	(cm ³ /L)
C_p :	Calor específico del agua	(Cal/mg °C)
H :	Profundidad	(m)

7.2.2 Modelación de la salinidad

El modelo de reacción para la salinidad aplicado en este trabajo, está dado por la siguiente ecuación:

$$\frac{dS}{dt} = 0 \quad (30)$$

Se considera la salinidad como un soluto conservativo, por esta razón no se requiere de un mecanismo de reacción o de creación/destrucción.

7.2.3 Modelación de sólidos suspendidos totales

El comportamiento de los SST está definido matemáticamente como sigue:

$$\frac{dSS}{dt} = E_r - D_p \quad (31)$$

donde:

$$E_r: \quad \alpha \left[\left(\frac{u_*}{u_{*e}} \right)^2 - 1 \right], \text{ parámetro de erosión} \quad (d^{-1})$$

$$D_p: \quad w_s c_b \left[1 - \left(\frac{u_*}{u_{*d}} \right)^2 \right], \text{ parámetro de depositación} \quad (d^{-1})$$

$$u_*: \quad \text{Velocidad al cortante } (2 \times 10^{-4} - 3 \times 10^{-3}) \quad (m/d)$$

$$u_{*e}: \quad \text{Velocidad cortante de erosión} \quad (m/d)$$

$$u_{*d}: \quad \text{Velocidad cortante de depositación} \quad (m/d)$$

$$\alpha: \quad \text{Constante de erosionabilidad}$$

w_s :	Velocidad de caída de la partícula	(m/d)
C_b :	Concentración de sedimentos de fondo	(gr/L)

7.2.4 Modelación de DBO y OD

Las siguientes ecuaciones de reacción de DBO y OD representan apropiadamente los procesos que intervienen en el balance de oxígeno:

7.2.4.1 Demanda bioquímica de oxígeno

$$\frac{dDBO}{dt} = a_{oc} K_{1D} C_f - K_D \Theta^{(T-20)} \left(\frac{OD}{K_{DBO} + OD} \right) DBO - \frac{V_{s3}(1-f_{DS})}{h} DBO - \frac{5}{4} \frac{32}{14} K_{2D} \Theta^{(T-20)} \left(\frac{K_{NO3}}{K_{NO3} + OD} \right) NO_3 \quad (32)$$

7.2.4.2 Oxígeno disuelto

$$\begin{aligned} \frac{dOD}{dt} = & K_2(C_s - OD) - K_d \Theta^{(T-20)} \left(\frac{OD}{K_{DBO} + OD} \right) DBO - \frac{64}{14} K_{12} \Theta^{(T-20)} \left(\frac{OD}{K_{NH} + OD} \right) NH_3 - \frac{SOD}{D} \Theta^{(T-20)} \\ & + G_{PI} \left(\frac{32}{12} + \frac{48}{14} \frac{14}{12} (1 - P_{NH3}) \right) C_f - \frac{32}{12} K_{IR} \Theta^{(T-20)} C_f \end{aligned} \quad (33)$$

donde:

a_{oc} :	Reacción oxígeno: carbón	(mg O ₂ /mg C)
K_{1D} :	Constante de mortalidad	(d ⁻¹)
C_f :	Biomasa fitoplactónica en unidades de carbón	(mg C/L)
K_D :	Tasa de desoxigenación	(d ⁻¹)
K_{DBO} :	Constante de saturación media de OD	(mg/L)
V_{s3} :	Velocidad de sedimentación de materia orgánica	(m/d)
f_{DS} :	Fracción disuelta de la DBO	adimensional

h :	Profundidad	(m)
K_{2D} :	Tasa de desnitrificación	(d ⁻¹)
K_{NO3} :	Constante de Michaelis para desnitrificación	(mg/L)
T :	Temperatura	(°C)
K_2 :	Constante de reaireación	(d ⁻¹)
C_s :	Oxígeno de saturación	(mg/L)
K_{12} :	Constante de nitrificación	(d ⁻¹)
K_{NIT} :	Constante de saturación media para oxígeno	(mg O ₂ /L)
SOD :	Demanda de sedimentación	(g/m ² .d)
GPI :	Tasa de crecimiento de fitoplancton	(d ⁻¹)
P_{NH3} :	Preferencia por el amonio	Adimensional
K_{1R} :	Tasa de respiración de fitoplancton	(d ⁻¹)

7.2.5 Modelación de coliformes fecales

Estas bacterias, presentes en la materia fecal, son utilizadas como un indicativo de la presencia de patógenos y se asume que su decaimiento en el medio se produce tal como lo expresa la ecuación:

$$\frac{dCT}{dt} = -k_{dCF}CF - \alpha_{CF} \frac{I(0)/24}{k_e h} (1 - e^{-k_e h}) CF - \frac{V_{cf}}{h} CF \quad (34)$$

donde:

k_{dX} :	Tasa de mortalidad de patógenos	(d ⁻¹)
$I(0)$:	Radiación solar en la superficie del agua	(cal/cm ² /d)
α_{CF} :	Factor de eficiencia de luz en patógenos	Adimensional

k_e :	Coeficiente de extinción de luz	(m^{-1})
V_{cf} :	Velocidad de sedimentación de patógenos	(m/d)

7.2.6 Modelación de la eutroficación

Las ecuaciones que se presentan a continuación, fueron derivadas del Modelo de Eutrofización Potomac, PEM, e implementadas en el Water Quality Analysis Simulation Program, WASP (Wool *et al.* 2001).

7.2.6.1 Nitrógeno orgánico

$$\frac{dN_{org}}{dt} = D_{P1} anc f_{on} C_f - K_{71} \theta_{71}^{(T-20)} \left(\frac{C_f}{KmPc + C_f} \right) NH_3 - \frac{V_{s3}(1-f_{D7})}{h} NH_3 \quad (35)$$

7.2.6.2 Nitrógeno amoniacal

$$\frac{dNH_3}{dt} = D_{P1} anc (1 - f_{on}) C_f + K_{71} \theta_{71}^{(T-20)} \left(\frac{C_f}{KmPc + C_f} \right) N_{org} - GPI \cdot anc \cdot P_{NH3} C_f + K_{12} \theta_{12}^{(T-20)} \left(\frac{OD}{K_{NT} + OD} \right) NH_3 \quad (36)$$

7.2.6.3 Nitratos

$$\frac{dNO_3}{dt} = K_{12} \theta_{12}^{(T-20)} \left(\frac{OD}{K_{NT} + OD} \right) NH_3 - GPI anc (1 - P_{NH3}) C_f - K_{2D} \theta_{12}^{(T-20)} \left(\frac{K_{NO3}}{K_{NO3} + OD} \right) NO_3 \quad (37)$$

donde:

D_{P1} :	Constante de pérdida de fitoplancton	(d^{-1})
anc :	Relación Nitrógeno : carbono	(mg N/mg C)
f_{on} :	Fracción de fitoplancton respirado y muerto reincorporado al nitrógeno orgánico	Adimensional

K_{71} :	Tasa de mineralización de nitrógeno orgánico	(d ⁻¹)
K_{mPC}	Constante media de saturación para el fitoplancton	(mg C/L)
f_{D7} :	Fracción disuelta de nitrógeno orgánico	Adimensional
K_{12} :	Constante de nitrificación	(d ⁻¹)
K_{2D} :	Tasa de desnitrificación a 20 °C	(d ⁻¹)

8. DESCRIPCIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO: TRAMO DEL RÍO MAGDALENA DESDE EL PUENTE PUMAREJO HASTA BOCAS DE CENIZA

8.1 Descripción física.

Este proyecto estudia la zona comprendida entre el puente Laureano Gómez (puente Pumarejo) con coordenadas de (10° 57' 03.02" N - 74° 45' 14.63" W) hasta su desembocadura, con coordenadas de (11° 06' 20.89" N - 74° 51' 07.27" W).

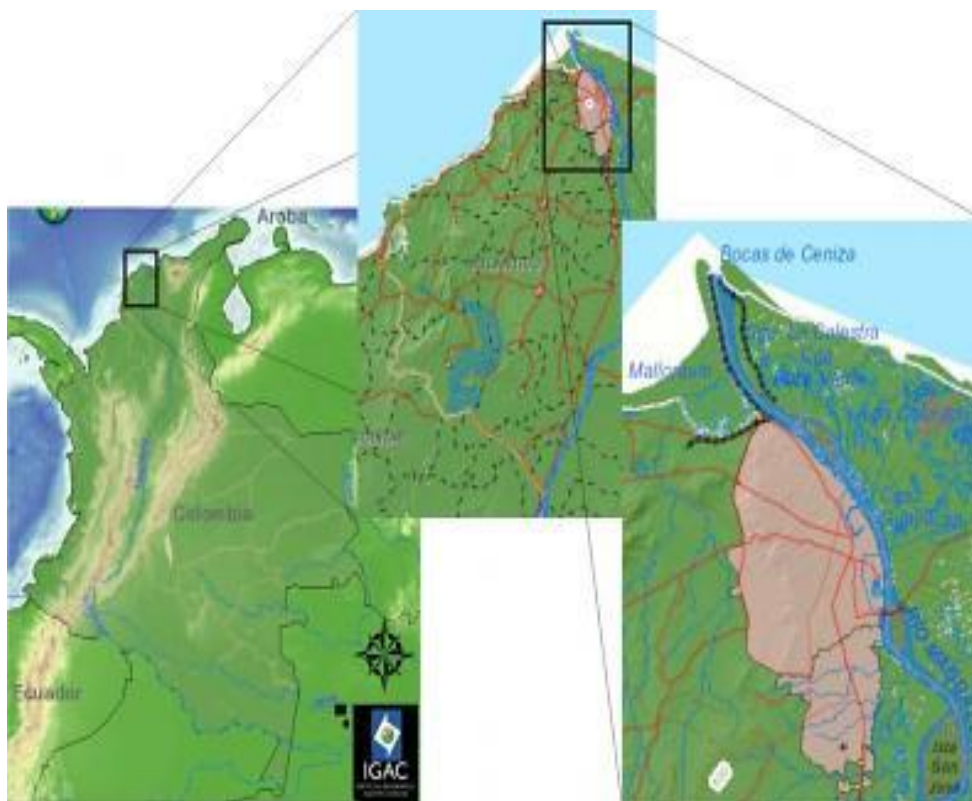


Figura 16 Localización del tramo en estudio (Imágenes tomadas del Geoportal IGAC)

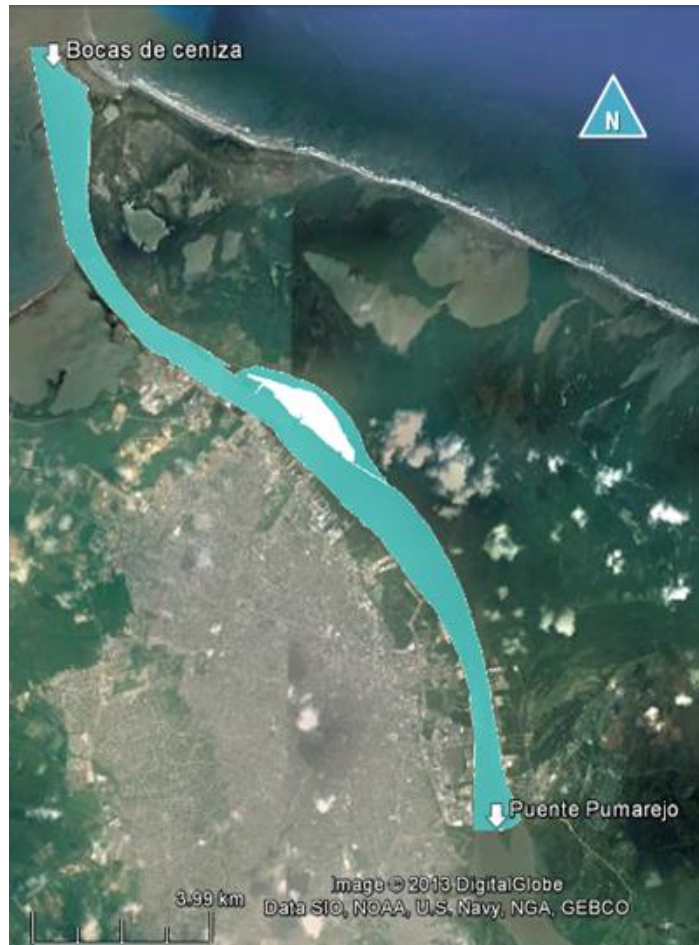


Figura 17 Definición del tramo de estudio

En estos, aproximadamente 21 Km, se desarrolla una gran actividad portuaria, industrial, comercial y se encuentran algunos asentamientos poblacionales.

A su paso por Barranquilla el río Magdalena presenta las siguientes características⁷¹:

- El ancho del cauce varía entre 500 y 750 metros.
- Profundidad promedio de 9 metros.

⁷¹ CORMAGDALENA-IDEAM 2001, Estudio ambiental de la cuenca Magdalena-Cauca y elementos para su ordenamiento territorial. Informe final.

- Caudal promedio es de 7100 m³/s.
- Caudal mínimo de 1500 m³/s.
- Velocidades de corriente entre unos 0.26 y 2.16 m/s.

El régimen hídrico en la zona del estudio está influenciado directamente por la condiciones climatológicas y de precipitación de toda la cuenca del río Magdalena y del Litoral Atlántico, cuyo clima en el Norte de Colombia, es en general tropical cálido y seco presentando dos períodos bien definidos:

- Período seco: Comienza en los primeros días de diciembre y termina a mediados o finales de abril.
- Período húmedo o lluvioso: Comienza en abril y finaliza a principios de diciembre, mostrando una tendencia a disminuir en intensidad en los meses de junio y julio. Las lluvias se manifiestan por lo general en aguaceros torrenciales, de corta duración.

Las temperaturas máximas superan siempre los 31.0 grados centígrados, mientras las mínimas están por encima de los 23.3 grados centígrados hasta los 24.8 grados centígrados (Figura 18). El tipo de clima es seco, con gran déficit de agua, y cálido. (CIOH, 2010)⁷².

⁷² CIOH, (2010). Climatología De Los Principales Puertos Del Caribe Colombiano

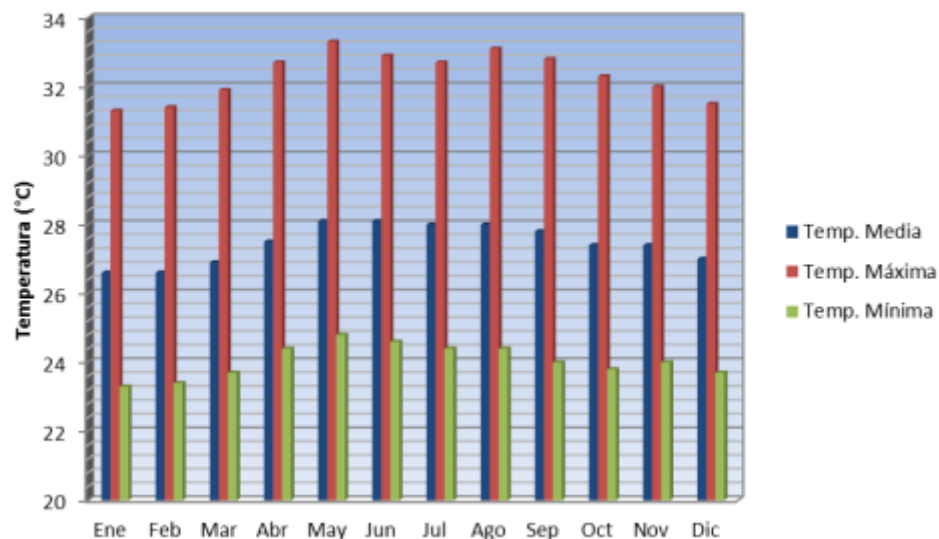


Figura 18 Promedio multianual de temperatura mínima, promedio y máxima

Las precipitaciones presentan un período muy definido que va del mes de mayo al de octubre, con lluvias que oscilan entre 70 y 178 mm/mes, constituyéndose este último como el de más altos índices de pluviosidad. El período seco transcurre entre los meses de diciembre hasta abril, con promedios entre 1.0 y 25 mm/mes (Figura 19) Así mismo, el número de días con precipitación oscila a lo largo del año entre 0.0 y 14.0 días. La duración de los eventos es en general de 90 minutos, con eventos extraordinarios de duración superior a 120 minutos. Las tormentas son de corta duración pero de gran intensidad. La hora de iniciación de los eventos está en general, entre las 11:00 am. y las 4:00 pm)⁷³.

⁷³ CIOH, (2010). Climatología De Los Principales Puertos Del Caribe Colombiano

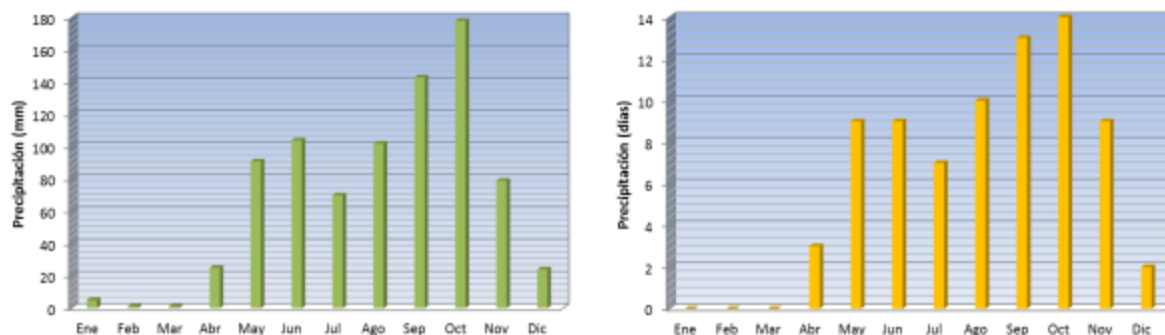


Figura 19 Promedio multianual de precipitación y números de días de precipitación

El tramo en cuestión está ubicado en la cuenca baja del Río Magdalena, está influenciado directamente por las descargas domiciliarias, industriales y comerciales de la ciudad de Barranquilla, considerando además la gran cantidad de contaminantes que transporta el río en su travesía por el territorio colombiano.

El río Magdalena nace en Laguna de La Magdalena en el macizo colombiano, en el extremo Sur- occidental de una pequeña planicie del páramo de las Papas, conocida igualmente, como el valle de las papas, a 3.685 m.s.n.m., en el departamento del Huila. Drena un área de 273,459km², que equivale al 24% de la superficie total del país, sobre la cual se encuentran 728 municipios el 77% de la población colombiana (32,5 millones de habitantes), la longitud total es de 1.528 Km.⁷⁴

Anualmente el río genera un total de 200 millones de toneladas de sedimentos, principalmente en suspensión. La calidad del agua a la orilla izquierda presenta contaminación biológica general, altos niveles de hierro y manganeso, bajos niveles de oxígeno disuelto, alta demanda biológica de oxígeno (DBO), alto contenido de

⁷⁴ CORMAGDALENA-IDEAM 2001, Estudio ambiental de la cuenca Magdalena-Cauca y elementos para su ordenamiento territorial. Informe final.

coliformes totales y fecales, debido principalmente a las descargas de aguas residuales de Barranquilla. Caso contrario que presenta la orilla derecha pues se encuentra en mejores condiciones⁷⁵. Con respecto a su ambiente biótico en el agua se presentan diversidad y cantidades bajas de fito y zooplancton, que reflejan una productividad biológica también baja, en profundidad hay vegetación enraizada y flotante y sus faunas asociadas.

Se presentan tres ecosistemas diferentes:

- Área urbana de barranquilla con jardines residenciales, parques urbanos (menos del 10% de lo urbanizado, fauna prácticamente domestica).
- Red de caños artificiales, conectados entre sí y con el rio, de 10.3 Km de longitud que reciben las descargas residuales de Barranquilla; altamente contaminados y rodeado por tejido urbano.
- En zonas todavía con vegetación, resto de bosquecillo ripario con especies nativas y extranjeras; zarzales y pasto asiático.

8.2 Descripción de descargas

En el tramo de estudio se presentan distintas fuentes de contaminación del recurso hídrico, las cuales se tienen en cuenta en la modelación, contempladas como: Descargas industriales y Alcantarillados pluvial y doméstico de Barranquilla.

⁷⁵ Cormagdalena, (2007). Plan de Manejo De la Cuenca Del Río Magdalena-Cauca II Fase

8.2.1 Descargas industriales

Barranquilla, capital del departamento del Atlántico, es considerada puerto industrial de Colombia, cuenta con diversidad de parques industriales distribuidos en varias zonas de la ciudad, de estos los incluidos en este proyecto son la Zona Franca y la Vía 40 (Figura 20), ya que estas descargan sus aguas residuales a los caños de la ciudad que desembocan en el río Magdalena o lo hacen directamente al río. La Zona Franca Cuenta con un área desarrollada de un millón de metros cuadrados ubicados al lado del puerto marítimo y fluvial, permitiendo facilidad en el transporte de la materia prima y los productos de exportación, haciéndola atractiva para empresas dedicadas a diferentes actividades, en total esta zona cuenta con 107 empresas. La Vía 40, es un corredor industrial paralelo al río Magdalena que comprende industrias de diversas actividades, las cuales en su mayoría captan el agua del río y descargan sus aguas residuales industriales en él. Encontramos industrias químicas, metalmecánicas, siderúrgicas entre muchas otras; muchos de los residuos que generan estas empresas son vertidos sin previo tratamiento al río Magdalena lo que ocasiona un fuerte impacto negativo al entorno⁷⁶.



(a)



(b)

Figura 20 Zonas industriales de Barranquilla: a) Zona Franca b) Vía 40.

⁷⁶ Triple A (Sociedad de Acueducto, Alcantarillado y Aseo de Barranquilla). (2000). Avance del saneamiento de la ciudad de Barranquilla y experiencia en la operación de la laguna de oxidación El Pueblo. Asociación Colombiana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental.

Igualmente a lo largo del recorrido del río Magdalena entre el puente Pumarejo y Bocas de Ceniza, se encuentran ubicadas diferentes industrias manufactureras, que descargan sus residuos líquidos, con o sin tratamiento.

Entre las industrias ubicadas en la zona del estudio, teniendo en cuenta su actividad se destacan:

- Industrias de Cartón, Tipografía y Papeles: Cartón de Colombia, Smurfit Kapa.
- Construcción: Eternit, Cementos Argos
- Empresa de Productos Químicos: Monómeros Colombo Venezolanos
- Empresas Metalmecánica: Siderúrgica S. A.
- Industrias Alimenticias: Pastas Alimenticias Comarico, Sazone
- Bodegas y Almacenes: Cudecom, Texaco.
- Habitacional: Viviendas
- Empresas Oficiales: A.A.A., Electrificadora del Atlántico, Planta Eléctrica El Río, Café
- Universal y Quintex

8.2.2 Alcantarillados pluvial y doméstico de Barranquilla

En Barranquilla, el sistema de alcantarillado está estructurado por su topografía, se pueden identificar 3 redes de alcantarillado: la Oriental, Suroccidental y Noroccidental; la zona que drena hacia el río Magdalena es la oriental, pasando primero por un sistema de caños que transportan aguas residuales domésticas e industriales y aguas pluviales (Figura 21).

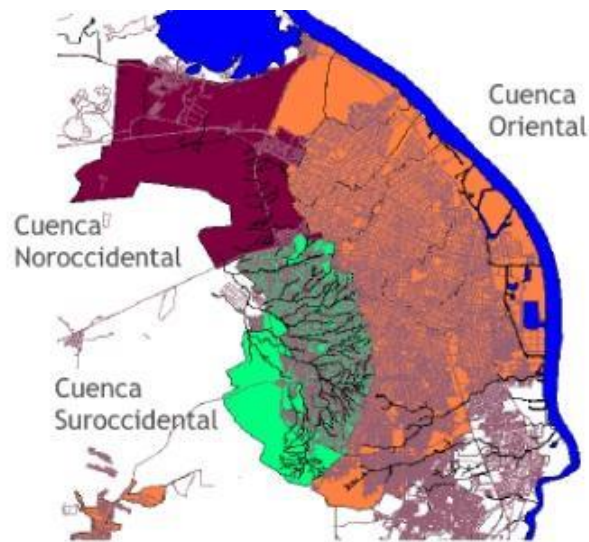


Figura 21 Distribución del alcantarillado en Barranquilla.

Algunos de los caños que integran el sistema son el de La Auyama, Arriba, Los Tramosos y La Tablaza (o Las Compañías), descritos a continuación:

- Caño de la Ahuyama: 3,6 km. Nace al pie del puente Pumarejo, sigue en dirección Oriente-Occidente, cruza en dirección Sur-Norte, y desemboca perpendicular al caño Arriba, a 1,1 km del nacimiento de este en el río, en la carrera 41 con calle 7. Es el límite occidental de la Zona Franca.
- Caño Arriba: 1,6 km. Nace a 3 km al Norte del puente Pumarejo, sigue perpendicular al río en dirección Oriente-Occidente hasta empalmar con el caño del Mercado en la calle 9.
- Caño de Los Tramosos: 1,2 km. Casi cegado a causa de la sedimentación que ha dado lugar a la formación de islas y vegetación, corre perpendicular al caño del Mercado hasta el puente de la avenida del Río.

- Caño La Tablaza o de Las Compañías: 2,7 km. Nace en la confluencia de los caños de Los Tramosos y del Mercado y corre paralelo al río hasta desembocar en él.

Existen diferentes colectores de aguas residuales que descargan sus aguas residuales al sistema de caños de Barranquilla o al río Magdalena sin tratamiento alguno, entre los cuales cabe referir fundamentalmente los siguientes:

- 18 descargas que llegan al caño de la Ahuyama
- 1 descarga que tributa al caño del Mercado
- 6 descargas que llegan al caño de las Compañías
- 5 descargas que llegan al río Magdalena

La contaminación de las aguas de los caños ha sido un problema de antaño que hasta el momento no tiene solución. En 2005, el Consejo Nacional de Política Económica y Social, Conpes, declaró de importancia estratégica para el país el Plan de Saneamiento de los Caños de la Cuenca Oriental de la ciudad de Barranquilla. En julio de 2011, se puso en marcha el emisario fluvial, sistema hidráulico basado en interceptores que conducen las aguas a un punto único mediante estaciones elevadoras y de bombeo que descargarán las aguas tratadas en el río Magdalena. El sistema, que estaría listo para noviembre de 2011, busca solucionar la problemática ambiental eliminando por completo el vertimiento de aguas negras o desechos químicos en los caños (<http://www.arroyosdebarranquilla.org>).

9. APLICACIÓN DEL MODELO ANAITE/2D A LA ZONA DE ESTUDIO

9.1 Análisis de la información requerida por el modelo

En la modelación hidrodinámica y de transporte de contaminantes en ríos, la información ambiental y descriptiva del cuerpo de agua está compuesta principalmente por la hidrometría, integrada por las profundidades de la columna de agua (batimetría), los datos de caudales y velocidades de flujo del río,. En casos en donde el tramo modelado incluye la zona de desembocadura al mar, se requiere información oceanográfica, compuestos esencialmente por los datos de variación de la marea. A diferencia de los cuerpos de agua lénticos, para la modelación hidrodinámica en ríos, los datos de viento son poco relevantes y por esto no son tenidos en cuenta en los datos iniciales, ya que el flujo del agua se da primordialmente por gravedad⁷⁷.

Se realiza una campaña de medición para obtener datos representativos de la calidad del agua en el río la cual se usará para la calibración y validación de las simulaciones. Los datos iniciales del módulo de transporte de contaminantes incluyen caracterizaciones de las descargas, localización espacial, caudal y concentración de los parámetros de calidad del agua.

En las siguientes secciones se da una descripción de la información utilizada en el modelo para simular la zona de estudio.

⁷⁷ Ven Te Chow. (1994). Hidráulica de Canales Abiertos.

9.1.1 Datos batimétricos

Cormagdalena realiza levantamientos batimétricos diarios detallados de orilla-orilla, por tramos del río entre Bocas de Ceniza (K0) y el puente Pumarejo (K21) y elabora un plano mensual de las condiciones batimétricas (Figura 22), que son publicados en la página Web de Cormagdalena⁷⁸.

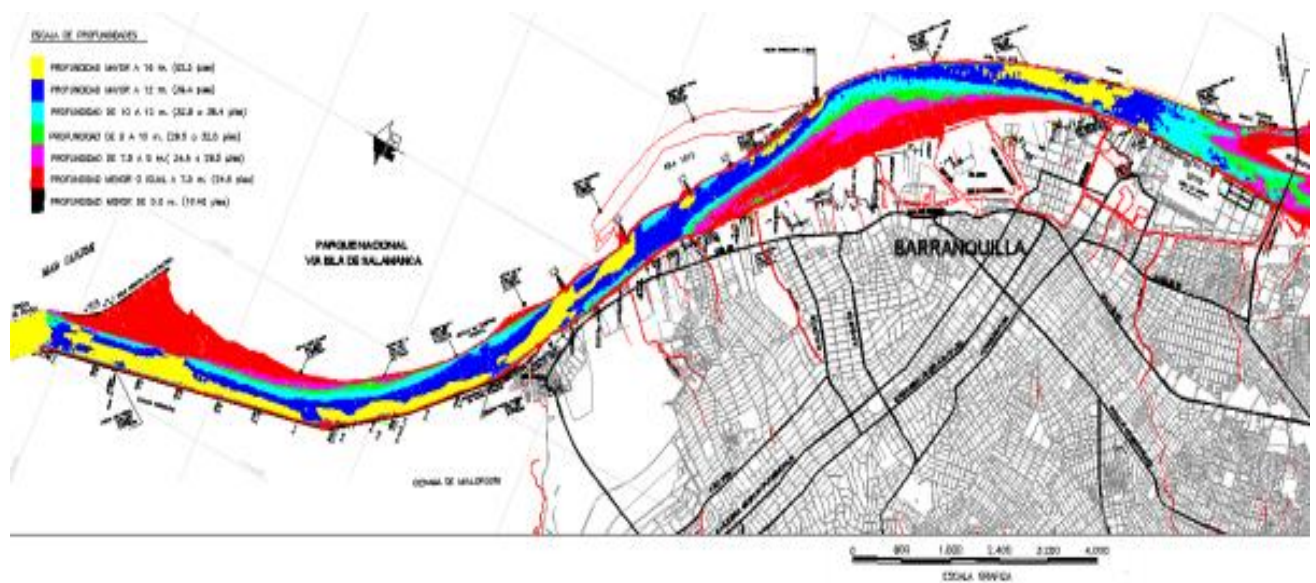


Figura 22 Batimetría del Río Magdalena marzo, 2012.

En la **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.** se pueden apreciar dos secciones transversales y la distribución de velocidades medidas en el tramo de estudio del río Magdalena por parte de Cormagdalena.

⁷⁸ (<http://www.cormagdalena.com.co/idehacor/>).

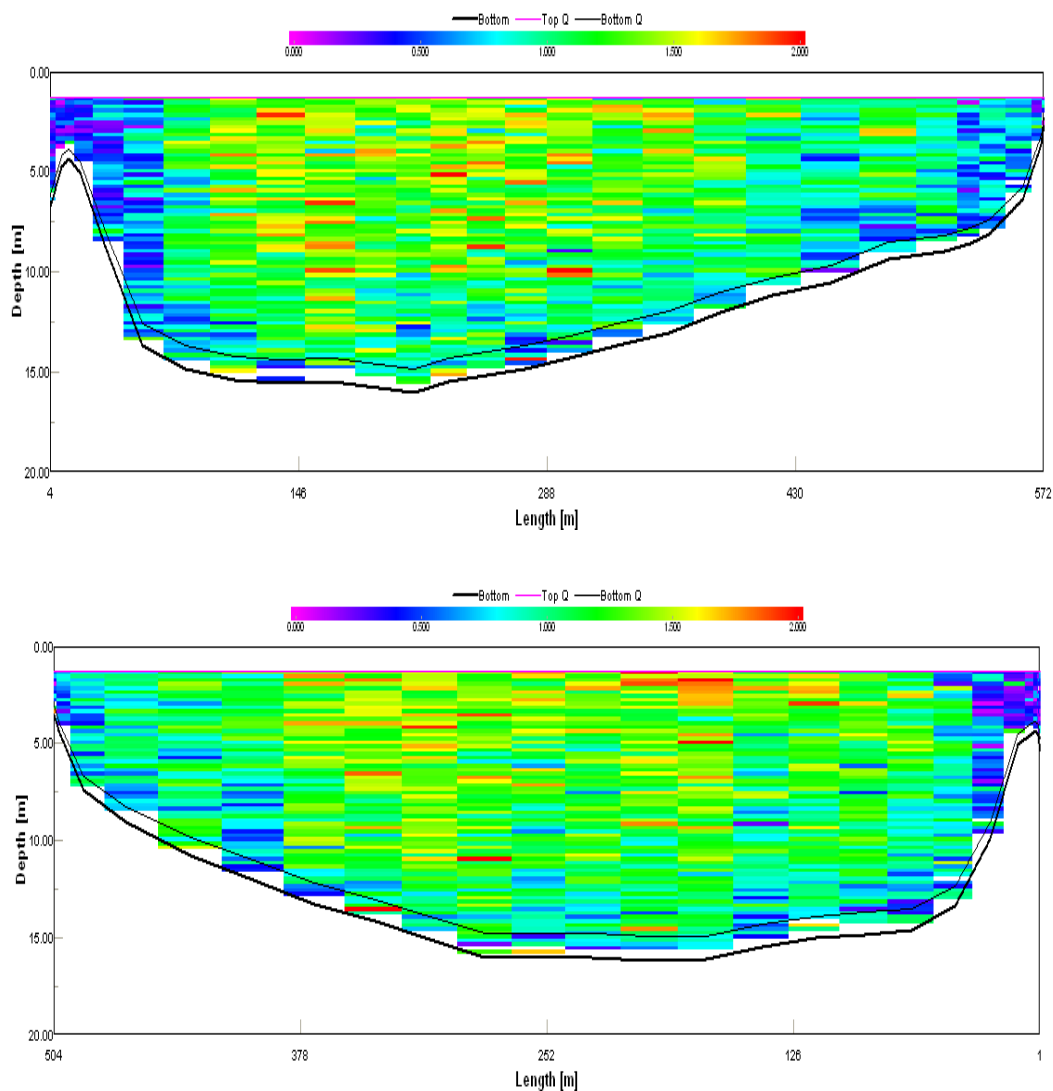


Figura 23 Secciones transversales típicas del río Magdalena en el tramo estudiado

La batimetría del río fue proporcionada por Cormagdalena en archivos digitales de Autocad. Esto requirió de un procesamiento de los datos para convertirlos en formato ASCII y manejar los datos en coordenadas XYZ, que es la forma como el software de mallado requiere la información.

9.1.2 Datos oceanográficos

Se utilizó el modelo de predicción de mareas “SHOMAR” desarrollado por el Servicio Hidrográfico y Oceanográfico de la Marina, Francia (<http://www.shom.fr>). Este programa permite conocer y describir el entorno físico marino y sus relaciones con la atmósfera, el suelo marino y las zonas litorales y prever su evolución. SHOMAR calcula las componentes armónicas de marea, alturas de agua para diferentes tiempos de marea.

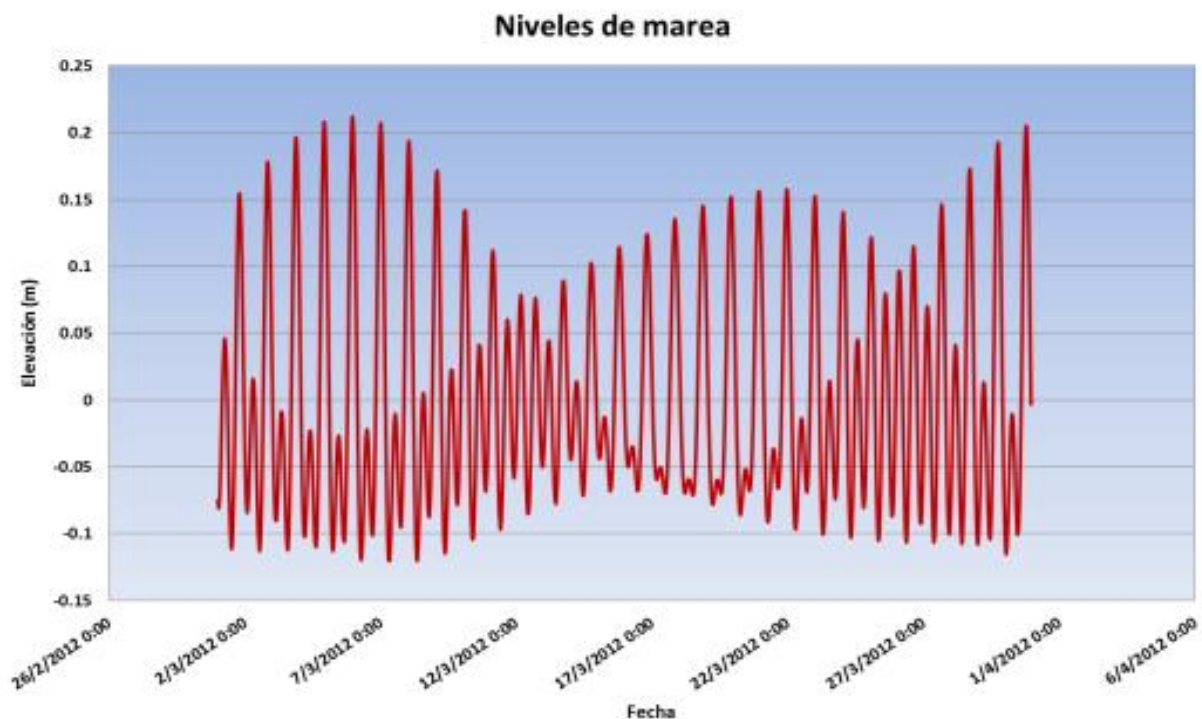


Figura 24 Variación de marea en Bocas de Ceniza para el periodo Febrero-Abril 2012

El periodo ingresado en este trabajo corresponde al mes de marzo de 2012 con una variación horaria de la marea. La Figura 24 muestra el comportamiento de la marea en bocas de ceniza para el periodo mencionado. El nivel de agua es un condicionante de la dinámica, por lo cual estos datos de marea fueron impuestos como condición de frontera en el extremo aguas abajo del modelo.

9.1.3 Datos hidráulicos

El río presenta en Barranquilla caudales bajos de enero a marzo, caudales altos de octubre a diciembre y caudales medios el resto del año. Los caudales varían entre 1500 y 11000 m³/s, con un medio multianual de 7100 m³/s; el transporte total de sedimentos es de 200 millones de ton/año (85% limos-arcillas, 15% arenas). La cuña salina penetra en el río, cuando los caudales son inferiores a 5000 m³/s; la penetración máxima de la cuña se ha medido hasta 19 Km aguas arriba de la desembocadura⁷⁹. Para el año 2011 el río tuvo un caudal por arriba del promedio histórico, con un promedio anual de 9833 m³/s (Figura 25).

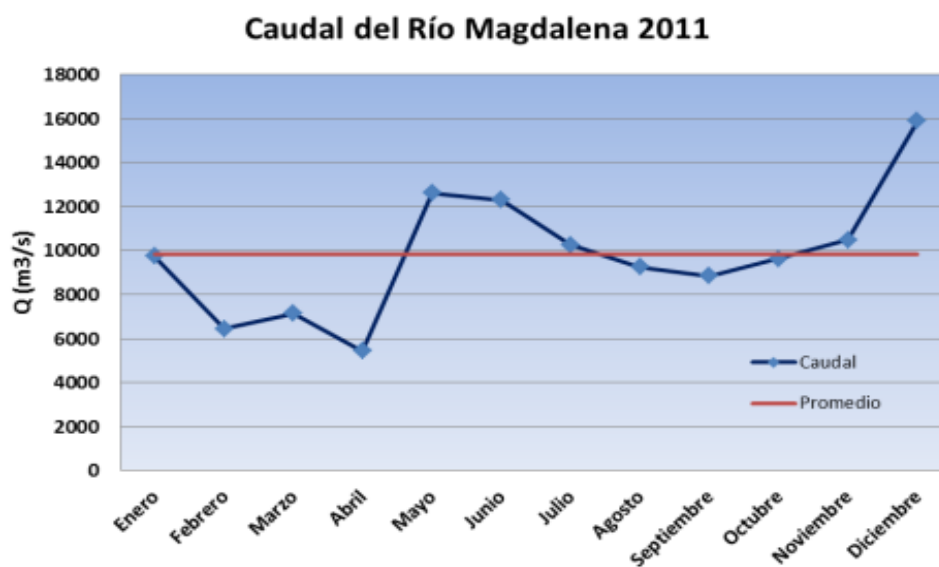


Figura 25 Variación de caudales en el río Magdalena K20+800

⁷⁹ Alvarado M., Anaya H., Castro R., Castro G., Caicedo J., Corredor H., Escudero A., Lora E., Mantilla J., Roa G. y Vargas G. (2008). Río Magdalena, navegación marítima y fluvial

El caudal promedio del río se utiliza como forzante hidrodinámico. Este se impone como condición de frontera en el extremo aguas arriba del dominio de estudio, es decir, se ingresa al sistema un flujo constante aguas arriba.

9.1.4 Campaña de medición y muestreo

Con el objetivo de contar con información confiable utilizada principalmente para la validación y calibración del modelo, se realizó una campaña de medición que fue llevada a cabo desde Bocas de ceniza hasta el Puente Pumarejo, en la cual se tomaron mediciones in situ de parámetros como temperatura, salinidad, conductividad eléctrica y Oxígeno Disuelto (OD), y se colectaron muestras de agua en 9 puntos a lo largo del tramo de río estudiado; estas muestras fueron llevadas a laboratorio para el análisis de otros parámetros como Demanda bioquímica de Oxígeno (DBO), sólidos suspendidos y nitratos. Los sitios de medición y muestreo se presentan en la Figura 26.

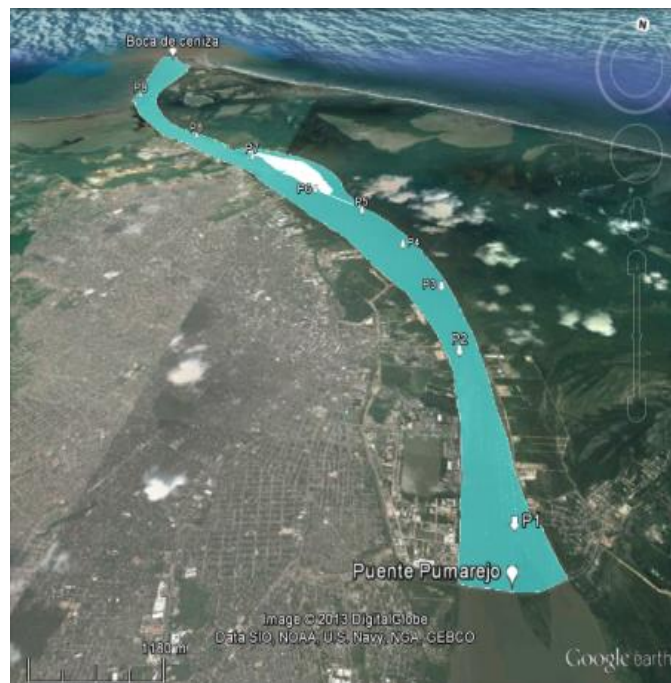


Figura 26 Puntos de medición y muestreo (imagen de fondo tomada de Google Earth)

Las coordenadas de la ubicación exacta de cada punto de muestreo se listan en la Tabla 1.

Tabla 1. Coordenadas de los puntos de muestreo.

Punto	Coordenadas	
1	10°57'23.90"N	74°45'12.57"O
2	10°58'50.39"N	74°45'32.34"O
3	10°59'40.32"N	74°45'42.34"O
4	11° 0'19.07"N	74°46'6.70"O
5	11° 0'56.00"N	74°46'36.76"O
6	11° 1'20.20"N	74°47'13.00"O
7	11° 2'5.50"N	74°48'12.28"O
8	11° 2'38.59"N	74°49'10.15"O
9	11° 4'5.43"N	74°50'40.00"O

Para la medición de parámetros *in situ* y el muestreo de agua se utilizaron los equipos que se listan en la Tabla 2. Descripción de equipos utilizados en la campaña de medición y muestreo:

Tabla 2. Equipos usados en la campaña de medición.

Equipo	Marca	Aplicación	Parámetros
Sonda multiparamétrica	YSI	Medición de parámetros de campo	Temp., pH, OD, salinidad, CE, potencial redox

Equipo	Marca	Aplicación	Parámetros
Oxímetro	YSI	Medición de parámetros de campo	Oxígeno Disuelto
Conductímetro	YSI	Medición de parámetros de campo	Conductividad eléctrica
Potenciómetro	Hach	Medición de pH	Potencial de hidrógeno (pH)
Botella de van Dorn	Alpha	Colección de muestras de agua	Muestreo de agua para análisis

A continuación se presentan algunos de los resultados de los parámetros que mostraron presencia y concentraciones más relevantes, comparándolos con criterios ecológicos de calidad del agua nacionales.

Es importante resaltar que la información obtenida mediante las mediciones y análisis químicos de estos parámetros, se utiliza en este trabajo primordialmente para realizar pruebas de validación de los resultados numéricos, ya que el objetivo fundamental de este proyecto es la adaptación y aplicación de un modelo hidrodinámico y de transporte de contaminantes a la zona baja del río Magdalena.

El último tramo del río Magdalena registra cambios tales como incrementos de temperatura, alta concentración de nutrientes, de sólidos suspendidos, y altas concentraciones de DBO, sin embargo mantiene una buena concentración de oxígeno disuelto. Estos datos revelan una condición hidrológica alterada por la cargada actividad humana e industrial, como la disposición de residuos, la descarga de aguas residuales, pero a su vez la alta capacidad de asimilación y mezcla que posee este imponente río.

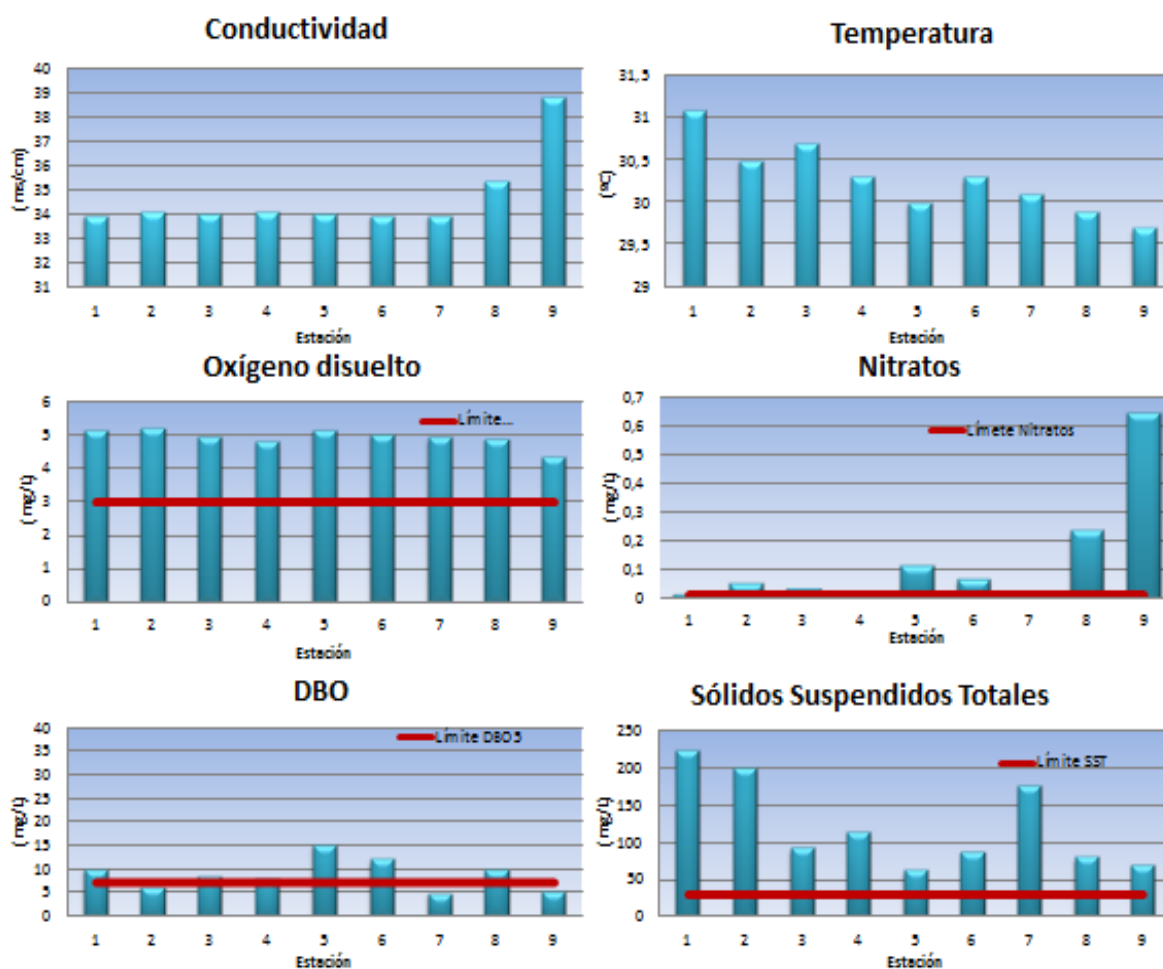


Figura 27 Resultados de parámetros de calidad del agua en el río Magdalena

9.2 Adaptación del modelo al tramo de estudio

Se Utiliza el ANAITE/2D para representar la hidrodinámica del río Magdalena, y posteriormente, con la hidrodinámica generada se realizó la modelación del transporte y transformación de los principales parámetros descargados en el tramo de río estudiado.

9.2.1 Definición de la malla de cálculo

Para la modelación de flujos a superficie libre es necesario diseñar una malla de cálculo, con el fin de que en cada elemento (celda) se puedan determinar cada una de las variables de flujo, esto es, velocidades (para la hidrodinámica) y concentraciones (para el transporte de contaminantes) en las coordenadas cartesianas.

La malla numérica se generó utilizando el software Argus One⁸⁰. El Argus ONE es un software elaborado por Argus Holding Ltd, que proporciona un ambiente para el usuario donde la información geoespacial (tipo mapa) puede ser fácilmente sintetizada y generar mallas de cálculo, transformando un espacio continuo en un espacio discreto. La ventaja de este programa es la facilidad de su manejo, ya que está elaborado para trabajar en ambiente Windows. La generación de la malla de cálculo requiere de la batimetría del cuerpo de agua en formato DXF o ASCII, en el cual se deben indicar los puntos x, y, z del cuerpo de agua y su contorno, se impusieron condiciones iniciales y de frontera (marea, nivel de la superficie libre del agua y estado hidrodinámico). La malla numérica utilizada para realizar las simulaciones tiene un $\Delta X = \Delta Y = 50$ m, con un refinamiento de 10 metros en la zona del dique direccional, quedando con 219 elementos en la dirección X y 310 elementos en la dirección Y, para un total de 67890 elementos. La Figura 28, muestra la malla numérica que mejor se ajustó a las condiciones hidrodinámicas del río Magdalena.

⁸⁰ Argus Open Numerical Environments; <http://www.argusint.com>



Figura 28 Configuración de la malla de cálculo

La malla se generó manteniendo la posición original del río, para que cuando se desplegaran los resultados en el sistema de información, concordara con la imagen geoespacial direccionada correctamente.

9.2.2 Desarrollo y resultados de la simulación hidrodinámica

Los procesos químicos y biológicos son controlados en alto grado por los fenómenos físicos relacionados a la hidrodinámica del cuerpo de agua, la cual determina las corrientes y niveles de mezclado que afectan la concentración de sustancias a través de procesos de difusión, turbulencia y transporte. Con la información hidrológica, meteorológica y batimétrica, se adaptó el modelo a la zona de interés, obteniéndose

inicialmente la hidrodinámica del río, que fue posteriormente utilizada en las simulaciones de transporte de los contaminantes.

Inicialmente se obtiene la hidrodinámica del río, para la cual se utiliza un dominio de cálculo definido con las condiciones iniciales y de frontera observadas para la época de secas (marea, nivel de la superficie libre del agua, batimetría y caudal). Con la hidrodinámica calculada, se corrió el módulo de transporte de contaminantes, que fue alimentado con la información de la caracterización de los vertimientos obtenida de la autoridad ambiental local. En esta etapa se modelaron dos situaciones para el escenario de descarga: el primero para condiciones normales de descarga (escenario de descarga con concentraciones propias de la industria) y el segundo bajo condiciones de descarga especiales o de emergencia. Para este último se supuso la ocurrencia de una descarga de agua residual inesperada de algunas de las industrias más importantes de la zona y que producen principalmente químicos, cementos o curtiembre.

El río Magdalena presenta una compleja hidrodinámica, sobre todo en el último tramo, en el cual el río está influenciado por las descargas de los arroyos de la ciudad de Barranquilla y por el gran número de industrias ubicadas en su ribera, además de la influencia ocasionada por la variación de la marea del Mar Caribe. El modelo ANAITE/2D trabaja en estado dinámico y tiene la capacidad de manejar este tipo de condiciones de frontera y forzantes.

Para este proyecto se simuló una situación para el escenario en época de secas, alimentando el modelo con información específica del mes de marzo de 2012, correspondiente al mes en que se realizó la campaña de medición y muestreo. Los datos iniciales introducidos al modelo se presentan en Tabla 3.

Tabla 3. Datos iniciales introducidos al modelo

Parámetro	Época de Secas
Caudal hidrológico (m ³ /s)	7140
Área de la sección (m ²)	10500
Velocidad del flujo (m/s)	0.68
Coefficiente de Manning	0.025

El tiempo simulado fue de 5 días, correspondientes al mes de marzo de 2012. El tiempo de integración numérica o incremento temporal, Δt , fue de 2.0 s.

En la Figura 29 se observa el resultado obtenido para la velocidad resultante y su comportamiento para este escenario.

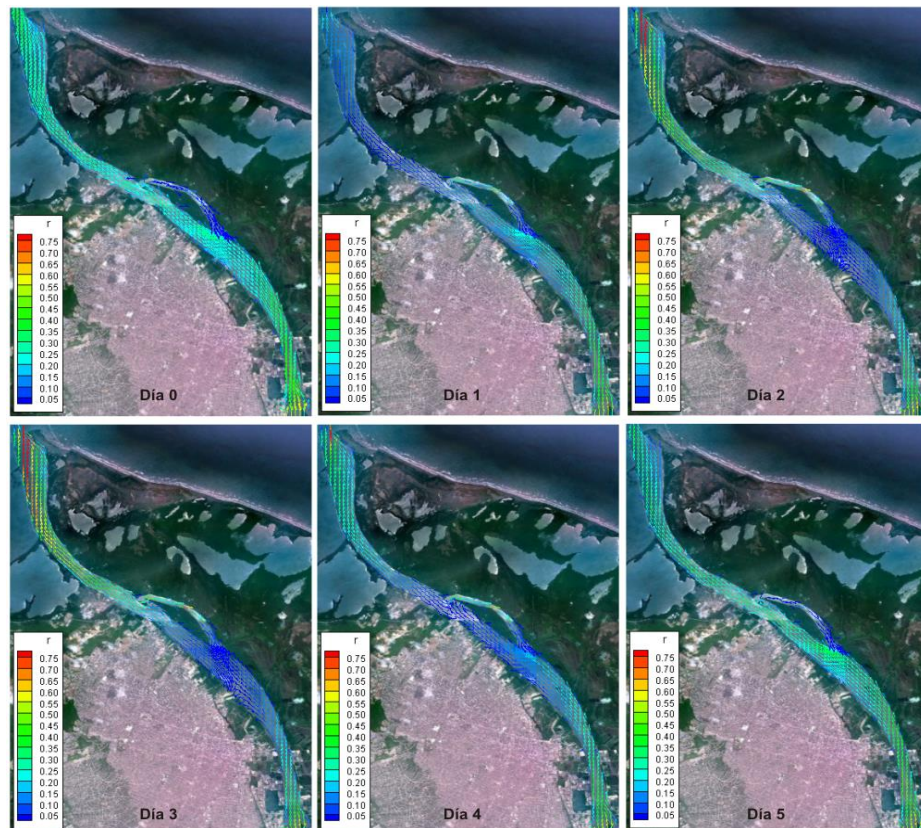


Figura 29 Simulación de la velocidad (magnitud)

En la Figura 30 se muestra un acercamiento de los vectores de velocidad, para observar con mayor detalle el comportamiento hidrodinámico en la zona de la desembocadura, destacándose la incursión del agua hacia la parte continental cuando se dan elevaciones altas de la marea, lo cual cambia el sentido del flujo del río.

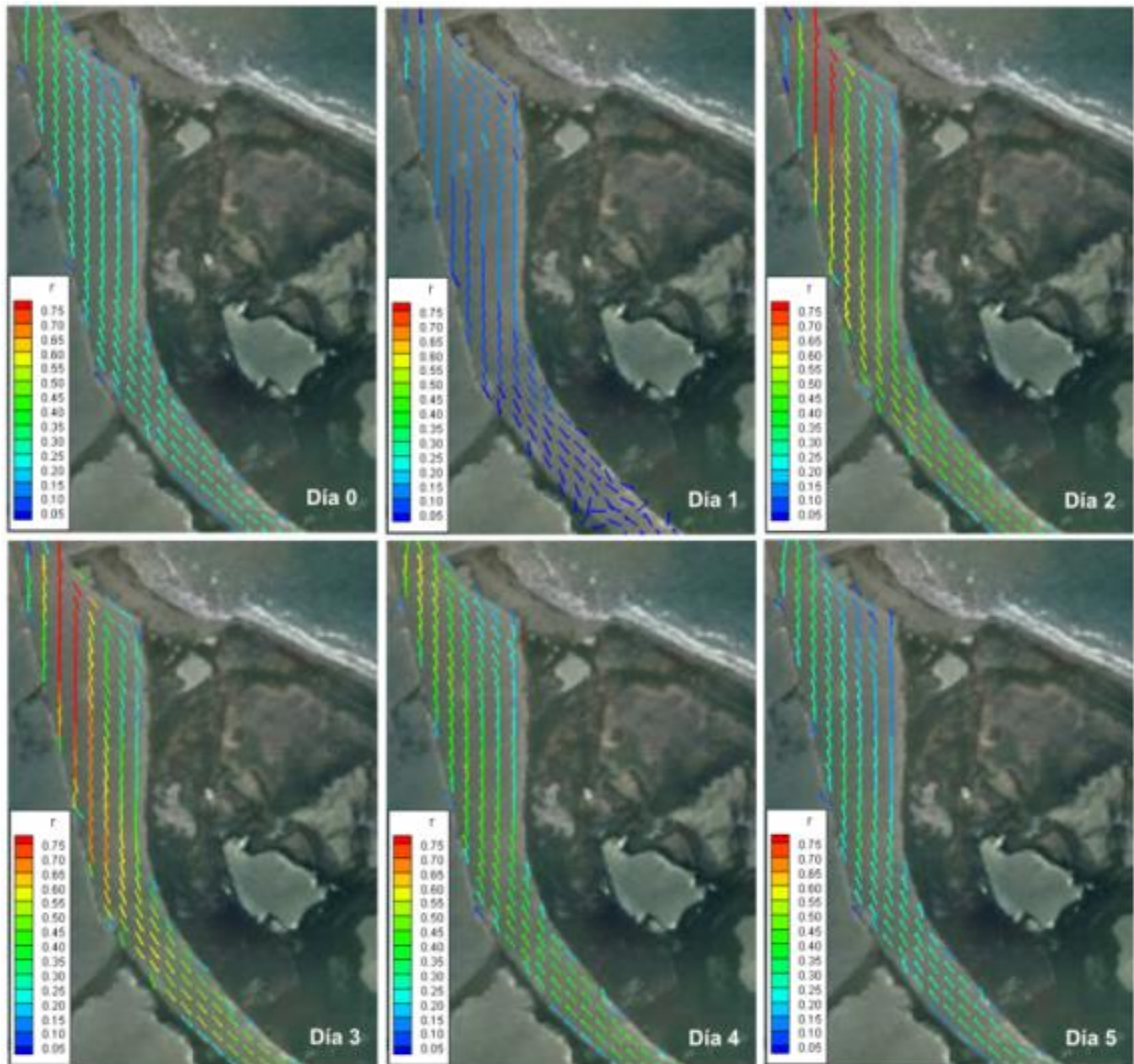


Figura 30 Simulación de mapa de vectores de la velocidad

Asimismo, las líneas de corriente muestran el comportamiento hidrodinámico del río Magdalena, observándose la influencia de la marea aguas arriba del río. Esto se destaca en la imagen del día 1 (Figura 31), en la cual las líneas de corriente se interrumpen a unos 7 km medidos desde la desembocadura, mostrando las líneas (el agua) que fluye desde la desembocadura hacia la parte continental y las líneas que fluyen hacia aguas abajo.

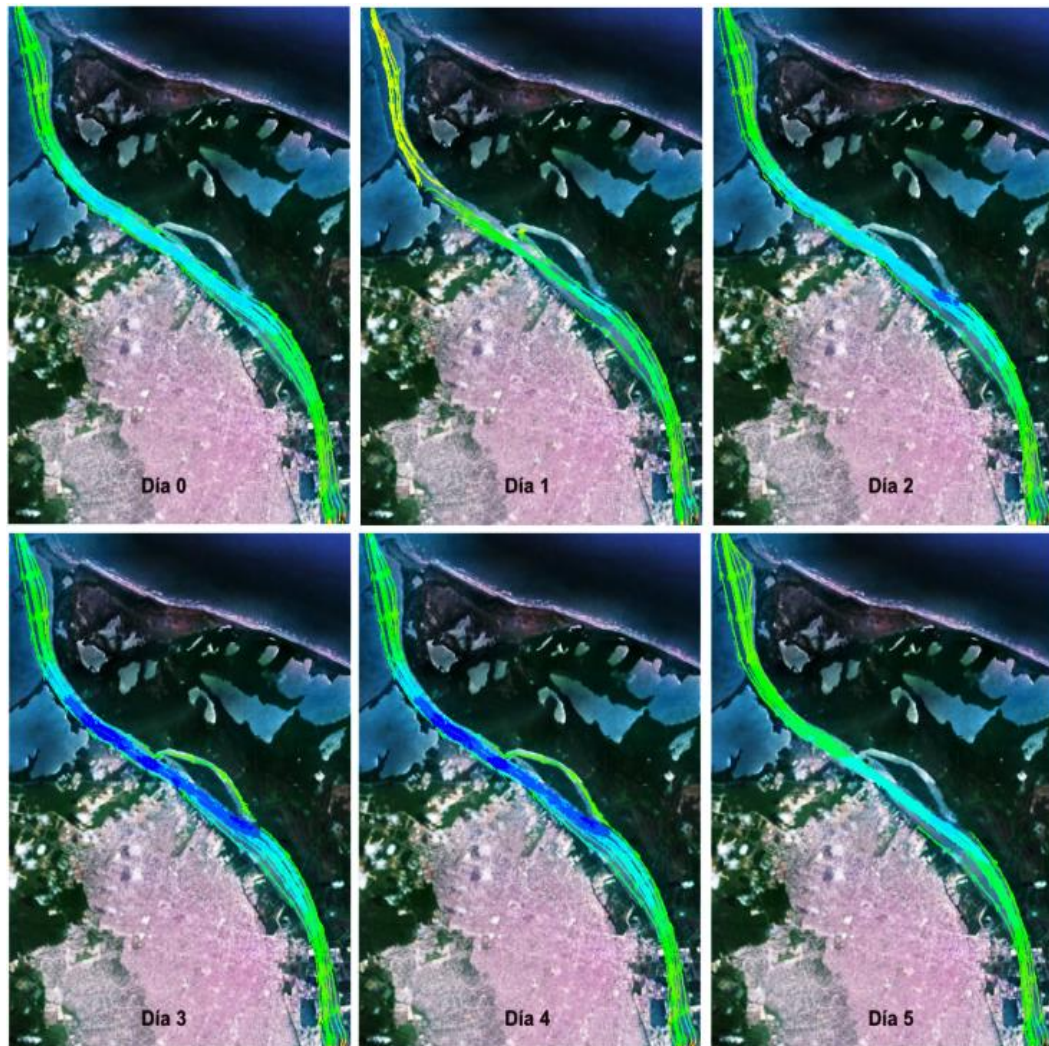


Figura 31 Simulación hidrodinámica (líneas de corriente)

9.2.3 Calibración y validación de la simulación hidrodinámica

El objetivo de la calibración del modelo, es producir límites de confianza asociados con los resultados arrojados por el modelo, a través de la determinación de relación de cercanía entre la parametrización simulada y la real. La aproximación de los resultados fue corroborada a través de la aplicación de la eficiencia de Nash-Sutcliffe determinada por la siguiente expresión:

$$R^2 = 1 - \frac{\sum(\varphi_{obs} - \varphi_{sim})^2}{\sum(\varphi_{obs} - \bar{\varphi})^2} \quad (38)$$

Donde, φ_{obs} es un dato observado o medido φ_{sim} es un dato obtenido de la simulación numérica, en el mismo punto y en el mismo instante de tiempo. El parámetro $\bar{\varphi}$ es el promedio de los datos observados y mide cuánto de la variabilidad de las observaciones es explicada por la simulación.

Algunos valores sugeridos para la toma de decisiones con respecto a los valores arrojados por la eficiencia de Nash-Sutcliffe se presentan en la siguiente tabla.

Tabla 4. Valores referenciales del criterio de Nash-Sutcliffe

R^2	Ajuste
<0,2	Insuficiente
0,2 – 0,4	Satisfactorio
0,4 – 0,6	Bueno
0,6 – 0,8	Muy bueno
> 0,8	Excelente

Fuente: Molnar, 2011

El valor de R^2 obtenido en la fase de calibración del modelo es de 0,71 equivalente a una muy buena correlación de los datos. La Figura 32 muestra la comparación entre los niveles de agua medidos, la batimetría aportada por Cormagdalena y los datos arrojados por el modelo para el periodo simulado.

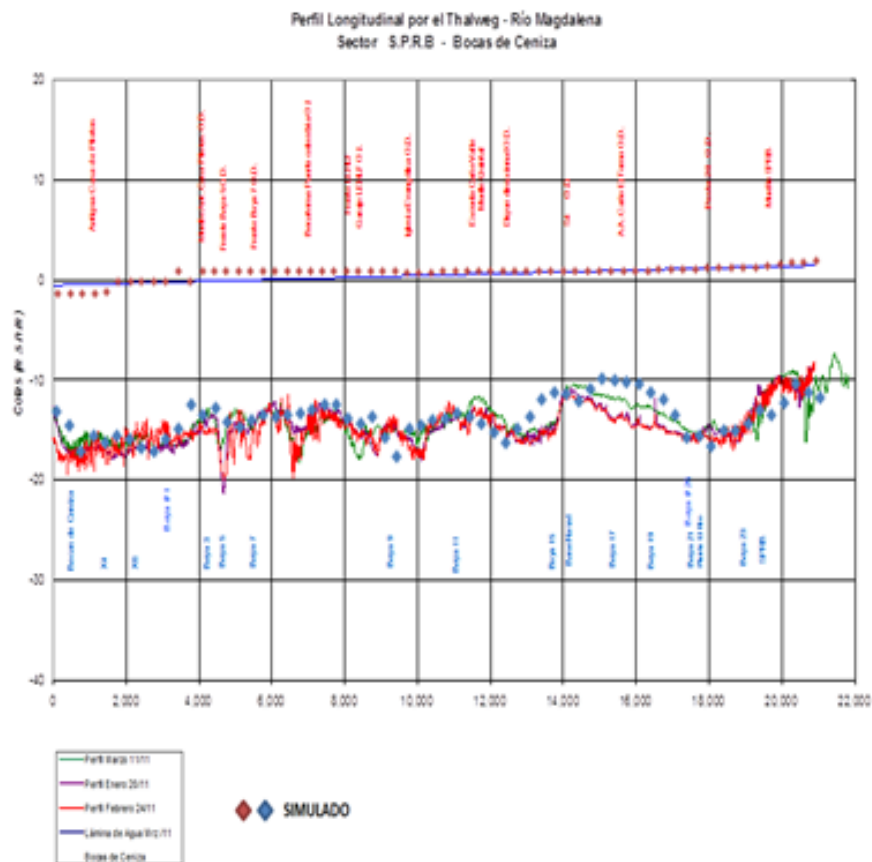


Figura 32 Perfil longitudinal por el Thalweg Río Magdalena

9.3 Simulación del transporte de contaminantes

La metodología usada para realizar el diagnóstico y pronóstico de la calidad del agua está basada en procesos de simulación de los fenómenos de transporte propios del río.

Para simular el transporte de contaminantes y conocer las magnitudes de los parámetros del agua en el tramo de estudio, fue necesario definir inicialmente un escenario de descargas representativo de la zona, la cual se ve influenciada por las actividades industriales y domésticas a su margen izquierdo y derecho; en total 21 descargas fueron consideradas, entre las cuales se encuentran caños y descargas directas de empresas Figura 33.

La simulación consistió en 5 días correspondientes al mes de marzo 2012, propio de la época de secas. El tiempo de integración numérica o incremento temporal, Δt , fue de 10 s. La zona de estudio del Río Magdalena, está determinada entre el puente Laureano Gómez, más conocido como el puente Pumarejo, hasta su desembocadura en bocas de ceniza, El tramo considerado tiene una longitud aproximada de 21 Km y recibe la influencia directa de las descargas domiciliarias.

Para efectos de la modelación se ha identificado puntos de descarga para un escenario real de descarga en el río Magdalena, el cual comprende efluentes de alcantarillado público e industrial en varios puntos del tramo, presentados a continuación:

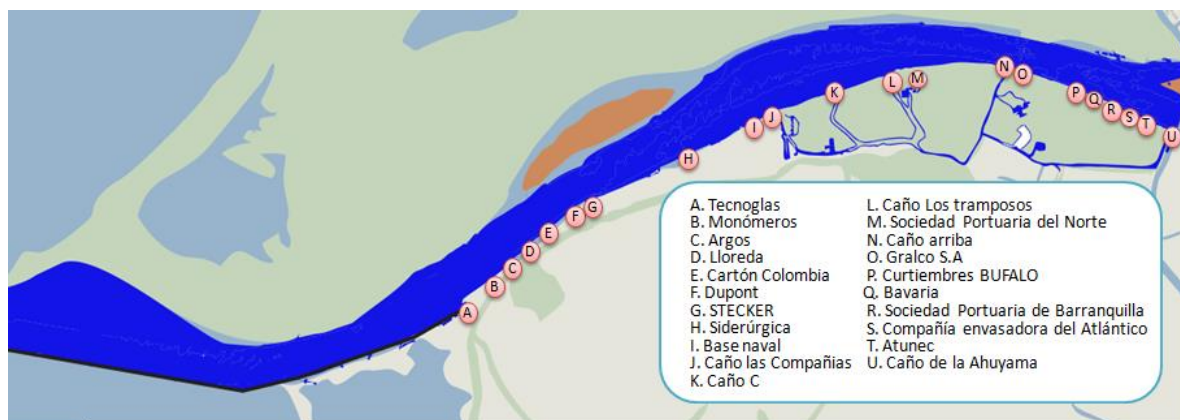


Figura 33 Ubicación de las descargas domésticas e industriales en el tramo estudiado

Se ha desarrollado un segundo escenario de pronóstico de la calidad del agua para simular condiciones de descargas accidentales o de emergencia. Los datos modelados corresponden a incrementos de los valores medidos y de los valores típicos para estas industrias, tratando de crear condiciones hipotéticas en las que se presenten derrames por encima de lo reportado como condiciones de descarga normal y así pronosticar la reacción del río ante estas descargas.

9.3.1 Escenario 1: Diagnóstico de la calidad del agua del río.

La Corporación Autónoma regional del Atlántico (CRA), en su calidad de autoridad ambiental, tiene como responsabilidad monitorear directamente las descargas de aguas residuales de las diferentes empresas del sector industrial de la ciudad. Los parámetros que mide son: caudal de descarga, pH, temperatura, SST y DBO, por esta razón, dichos parámetros fueron utilizados en este escenario para representar las condiciones normales de operación, Tabla 5.

Tabla 5. Características de las descargas para el Escenario 1

Descarga	Caudal (m3/s)	DBO (mg/L)	SST (mg/L)
Tecnoglass	0.0018	40.0	19.1
Monómeros	0.3964	188.27	134.4
Cementos Argos	0.005	26.9	19.7
Lloreda	0.0009	1390	75.5
Cartón de Colombia	0.2423	84	40
Dupont Uniphos Colombia	0.0044	185	183
STECKER	9E-05	135.7	8.7
Siderúrgica del norte	0.0051	2399.32	1000
Base naval	0.45	250	400
Caño las compañías	0.273	248.47	228.42
Caño "C"	0.057	250	400
Caño los tramposos	0.006	140	130
Sociedad portuaria del Norte	0.002	80.2	1033.0
Caño arriba	0.07	250	400
Gralco S.A.	0.003	119.1	57.8
Curtiembres Búfalo	3.52	900	1194.8
Bavaria	20.77	185.17	200
Sociedad portuaria de Barranquilla	0.0005	36	14.28
Compañía Envasadora del Atlántico	4E-05	1000	625
Atunec zona franca Cra 5 n1-94	0.0029	7294	281
Caño de la Ahuyama	2.6	140.866	115.02

A continuación se muestran los resultados de la simulación en forma de planos de concentración y curvas de dispersión para los SST, la DBO y la OD.

9.3.1.1 Simulación de Sólidos Suspendidos

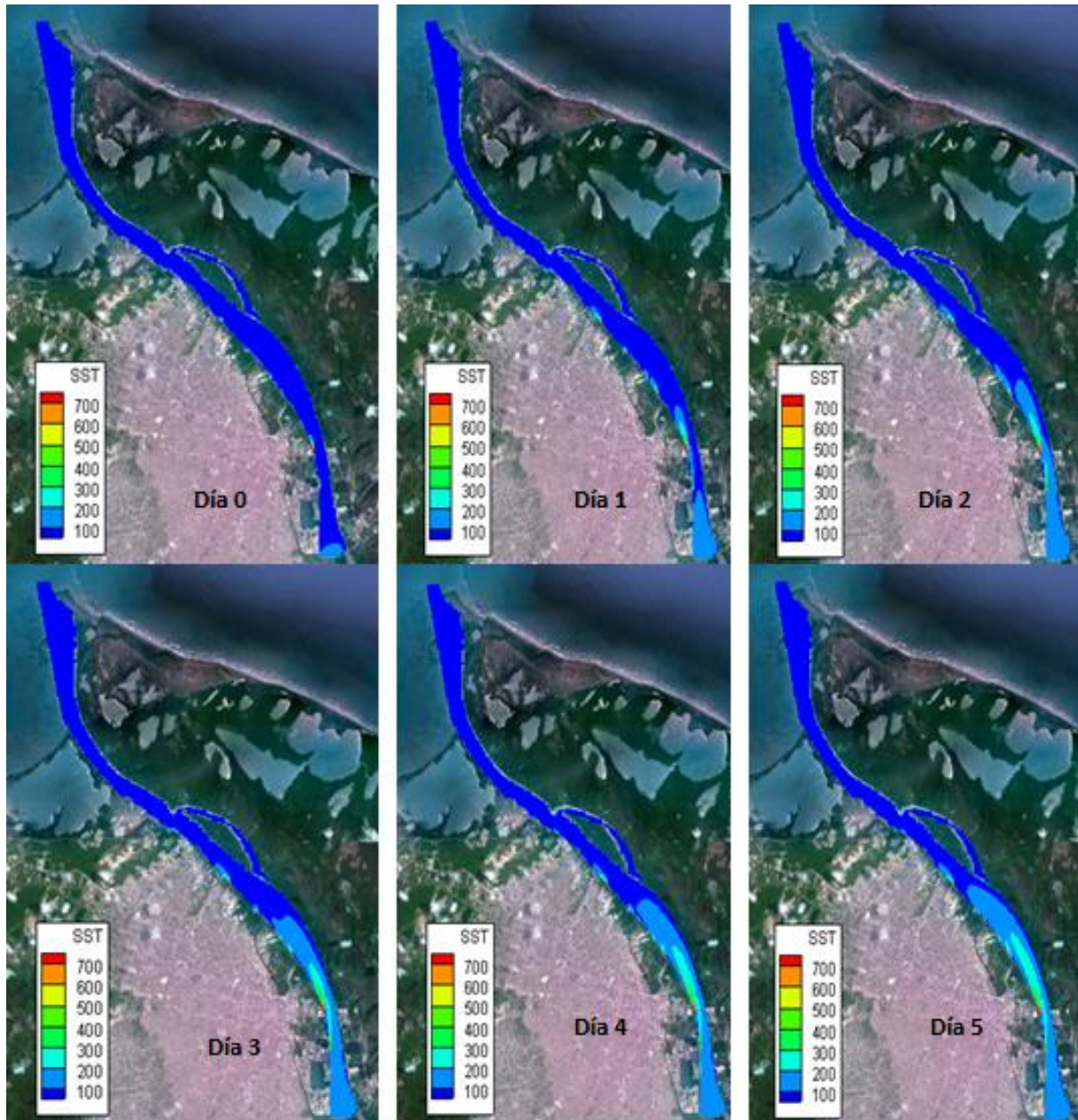


Figura 34 Simulación del transporte de Sólidos Suspendedos

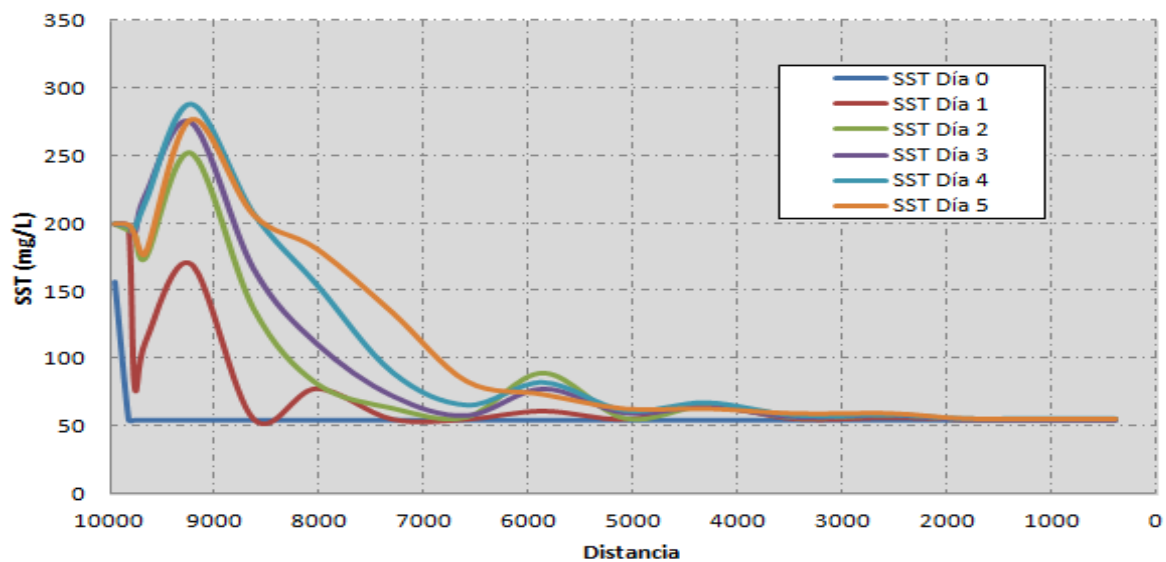


Figura 35 Evolución de perfiles de concentración para la SST

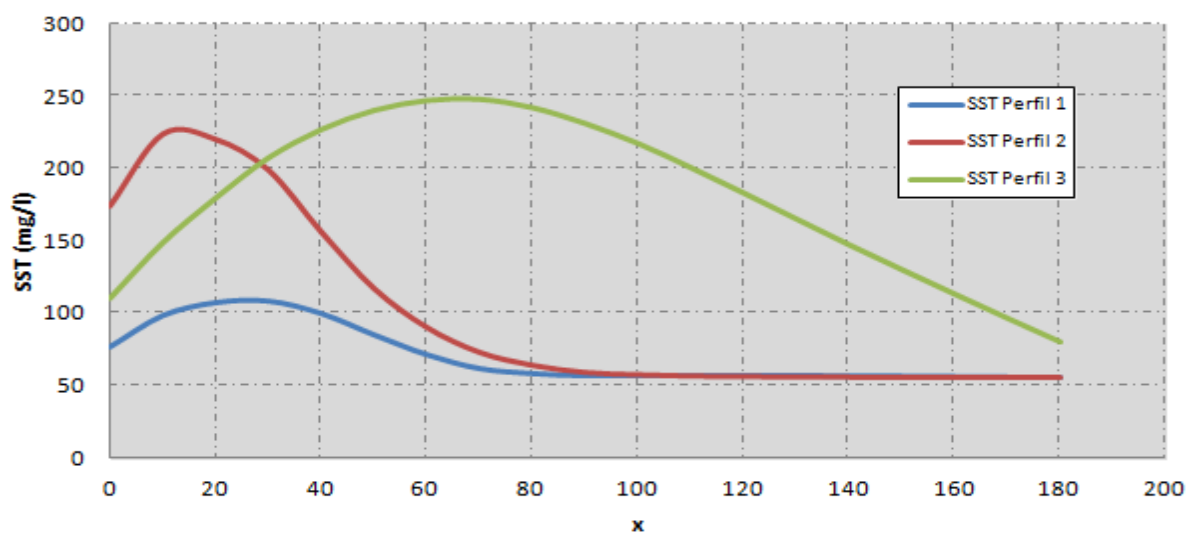


Figura 36 Dispersión de los sólidos suspendidos en diferentes zonas.

Al observar la evolución de la simulación de los SST se visualiza con claridad la apropiada adaptación del modelo numérico al representar la evolución de las descargas, mostrando una pluma bien definida. Esto significa que los coeficientes de dispersión calculados por el modelo se ajustan adecuadamente a las características del río Magdalena.

9.3.1.2 Simulación de la DBO

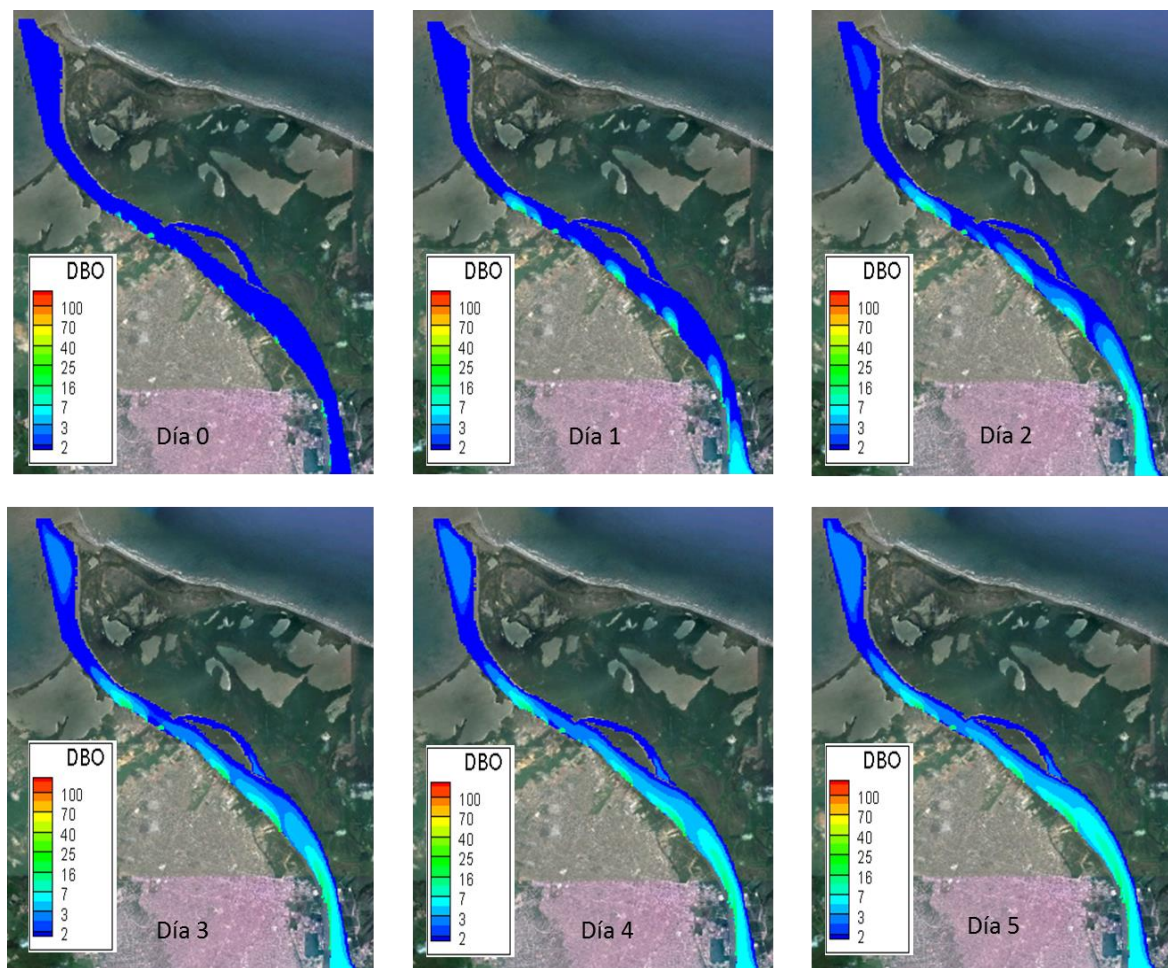


Figura 37 Simulación de la DBO

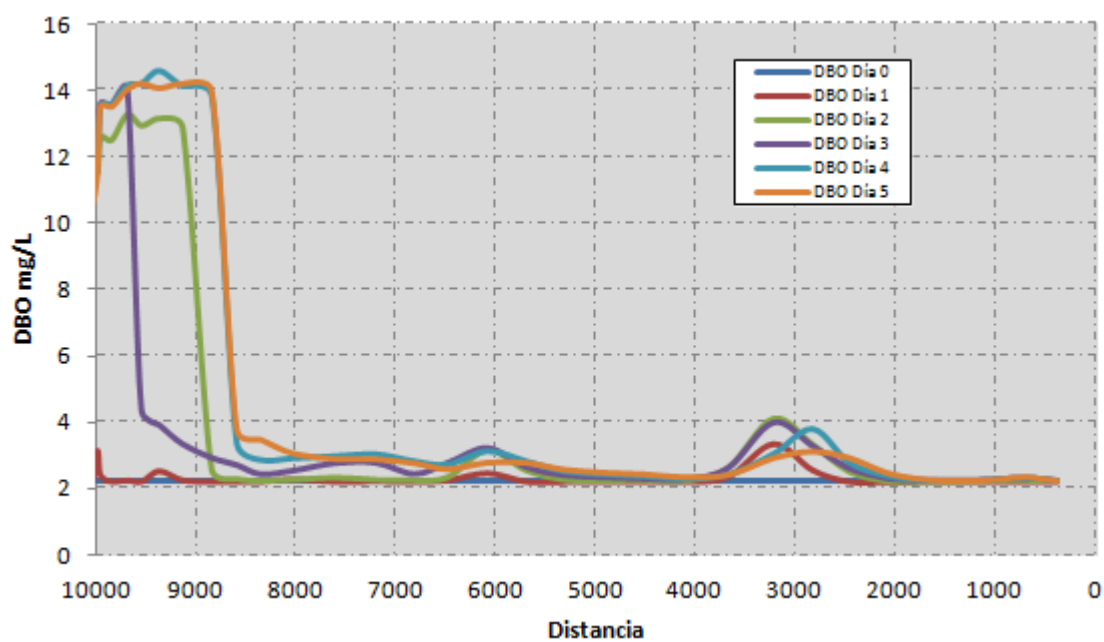


Figura 38 Evolución de perfiles de concentración para la DBO

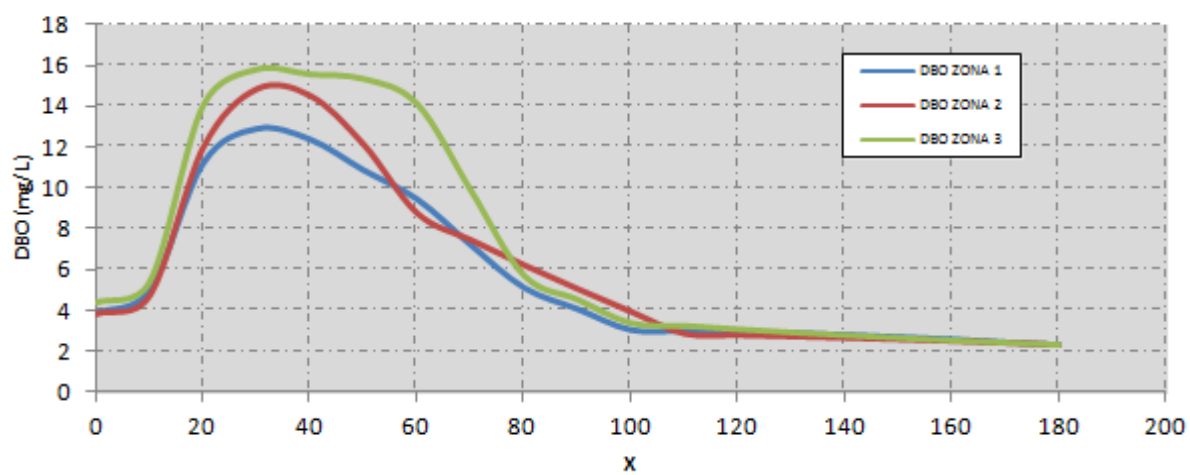


Figura 39 Dispersión de la DBO

En la Figura 34 y Figura 37 se aprecia que incluso para las descargas de mayores concentraciones, la pluma de la sustancia no alcanza el margen opuesto del río, que en la práctica se debe a las dimensiones, capacidad de dilución y transporte de este.

9.3.1.3 Simulación del oxígeno disuelto

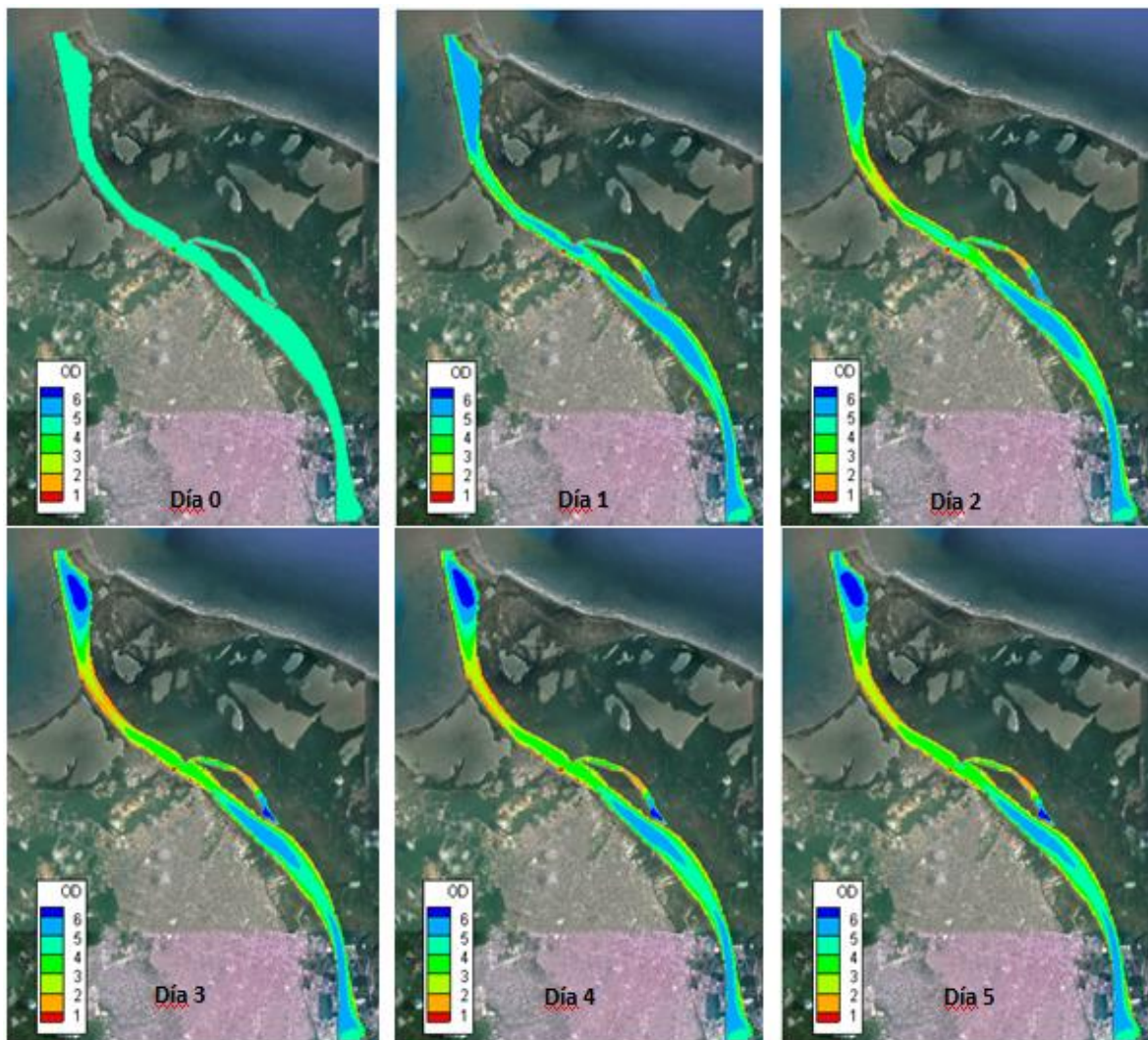


Figura 40 Simulación del oxígeno disuelto

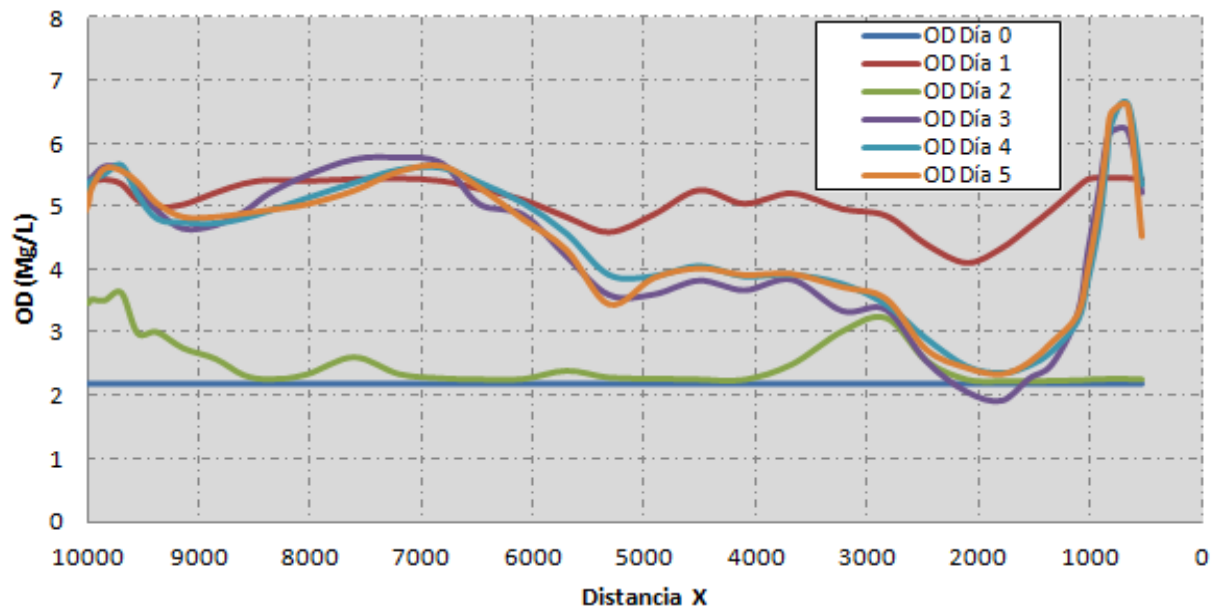


Figura 41 Evolución de perfiles de concentración para la OD

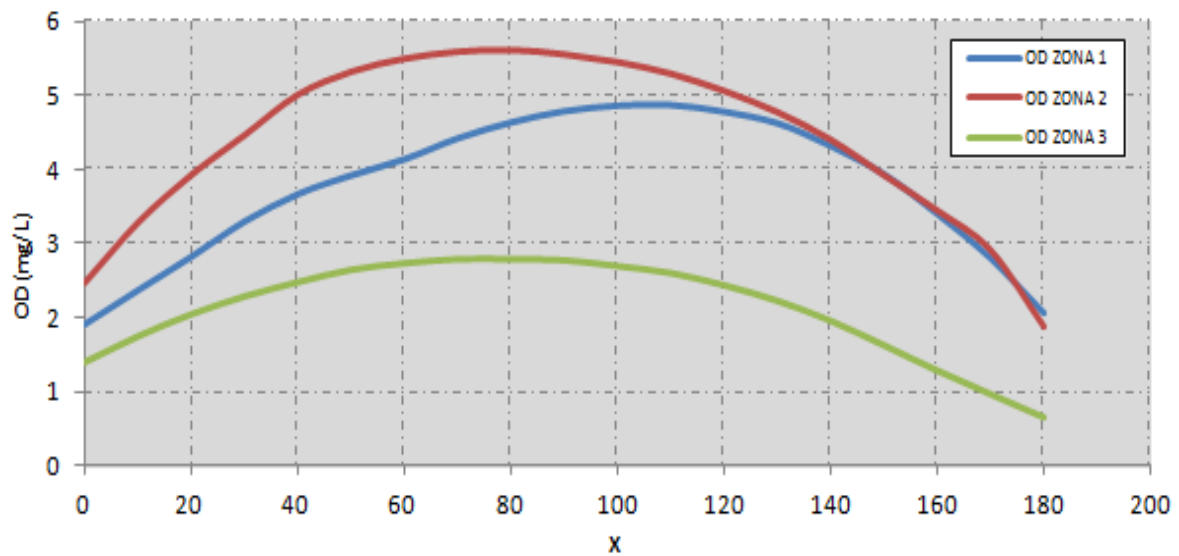


Figura 42 Dispersión de la OD

Para el oxígeno disuelto (Figura 40), la simulación si realizó dejando que este parámetro reaccionara de acuerdo al comportamiento de la demanda bioquímica de oxígeno, teniendo en cuenta que las ecuaciones de reacción de estos parámetros son mutuamente dependientes.

En general, se observa que la concentración de OD en el tramo estudiado presenta niveles que dan una buena calidad al agua del río (Figura 45), esto se debe a los importantes procesos de mezcla que se dan en esta zona baja del río, en la que la influencia de la marea aporta una dinámica que permite un intercambio de oxígeno, entre el río, el agua del mar y la contribución atmosférica por reaeración.

9.3.2 Escenario 2: Pronóstico de la calidad del agua del río.

Los compuestos de nitrógeno y los coliformes fecales se incluyen en esta sección, de condiciones hipotéticas, en el anterior escenario no se simulaban estos parámetros puesto que no existen datos para estos en los vertimientos identificados del área de estudio. Las concentraciones de las descargas fueron asumidas de acuerdo a valores típicos o característicos de agua residual que genera la actividad productiva de las industrias estudiadas.

Adicionalmente, los SST y DBO son simulados en este caso bajo condiciones de descarga especiales, incrementando las concentraciones de descarga en un 75% en varios puntos, suponiendo que ese incremento de concentraciones es debido a situaciones de emergencia que se hayan dado para las descargas de Dupont, Monómeros, Argos y Curtiembre Búfalo.

Tabla 6. Características de las descargas para el Escenario 2

Descarga	Caudal (m3/s)	DBO (mg/L)	SST (mg/L)	CF* (mg/L)	NH₃ (mg/L)	NO₃ (mg/L)
Tecnoglass	0.0018	40.0	19.1	19.1	30.7	2.86
Monómeros	0.3964	329,4725	235,2	134.4	31.7	3.71
Cementos Argos	0.005	47,075	34,475	19.7	33.7	3.70
Lloreda	0.0009	1390	75.5	75.50	29.7	10.4
Cartón de Colombia	0.2423	84	40	40.0	26.7	10.8
Dupont Uniphos Colombia	0.0044	343,6	33,4	183.0	28.7	10.6
STECKER	9,00E-05	135.7	8.7	80.70	30.7	2.60
Siderúrgica del norte	0.0051	2399.32	1000	3200.0	32.7	20.4
Base naval	0.45	250	400	250.0	10.7	25.7
Caño las compañías	0.273	248.47	228.42	228.4	29.7	9.55
Caño "C"	0.057	250	400	250.0	10.5	26.7
Caño los tramposos	0.006	140	130	30.27	10.6	25.7
Sociedad portuaria del Norte	0.002	80.2	1033.0	5356.8	24.7	30.7
Caño arriba	0.07	250	400	250.0	27.7	10.4
Gralco S.A.	0.003	119.1	57.8	1636.0	26.7	10.8
Curtiembres Búfalo	3.52	2432,5	132,125	1194.8	25.7	10.6
Bavaria	20.77	185.17	200	200.0	22.7	20.4
Sociedad portuaria de Barranquilla	0.0005	36	14.28	14.3	22.7	20.6
Compañía Envasadora del Atlántico	4,00E-05	1000	625	625	25.7	30.5
Atunec zona franca cra 5 n1-94	0.0029	7294	281	281	23.7	30.5
Caño de la ahuyama	2.6	140.866	115.02	115.0	22.7	20.6

* CF en miles

9.3.2.1 Simulación de Coliformes fecales

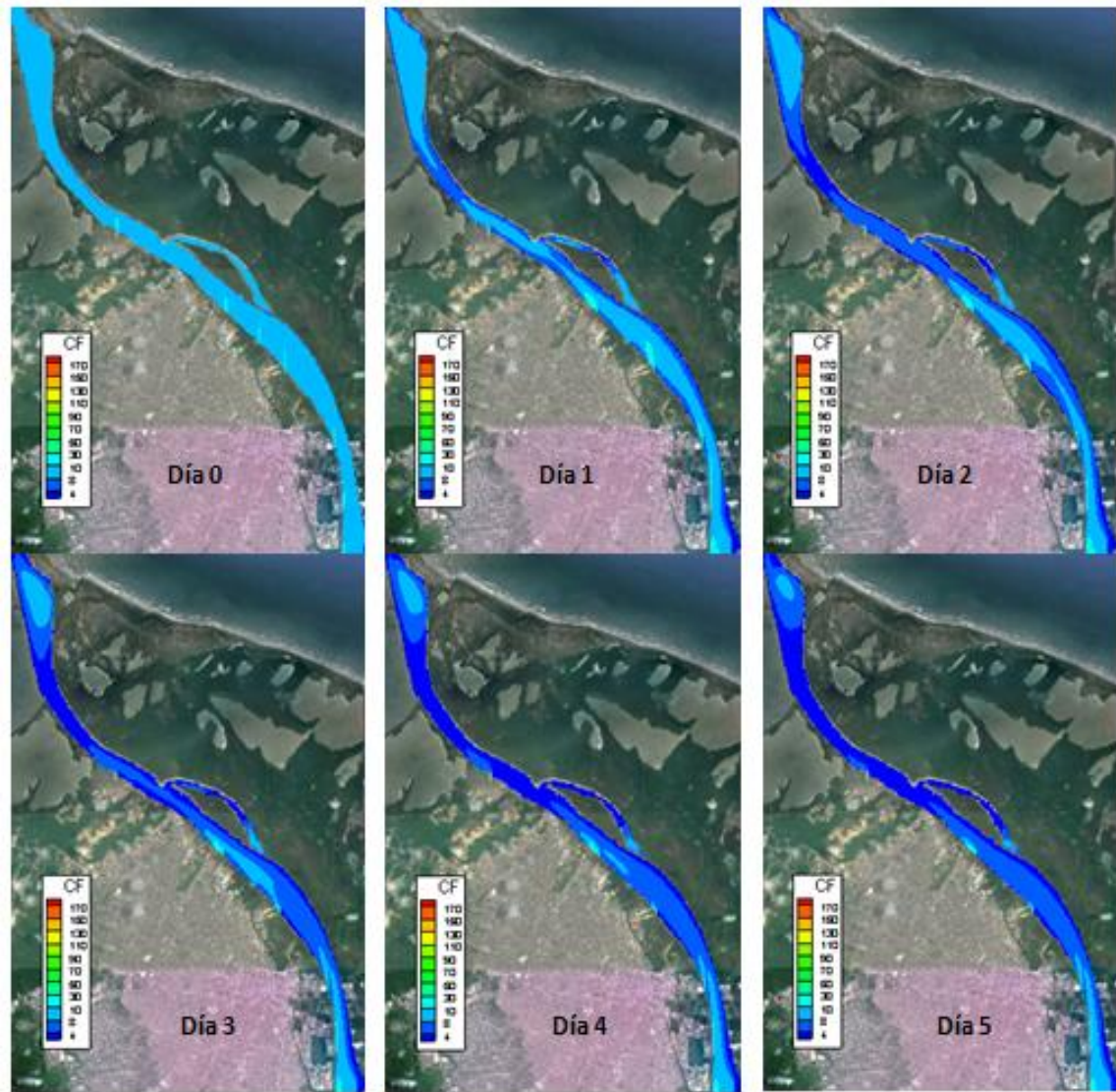


Figura 43 Simulación de Coliformes Fecales

La simulación de los coliformes fecales como se aprecia en la figura 46 se realizó a través de diferentes descargas puntuales a lo largo del río, correspondientes a las industrias de la zona, con datos incrementados que corresponden a aumentos de las

descargas normales de este contaminante. Se observa que la dispersión de los coliformes en el río es lenta, pero hacia el día 5 los niveles de coliformes fecales disminuyen considerablemente.

9.3.2.2 Simulación de Oxígeno disuelto

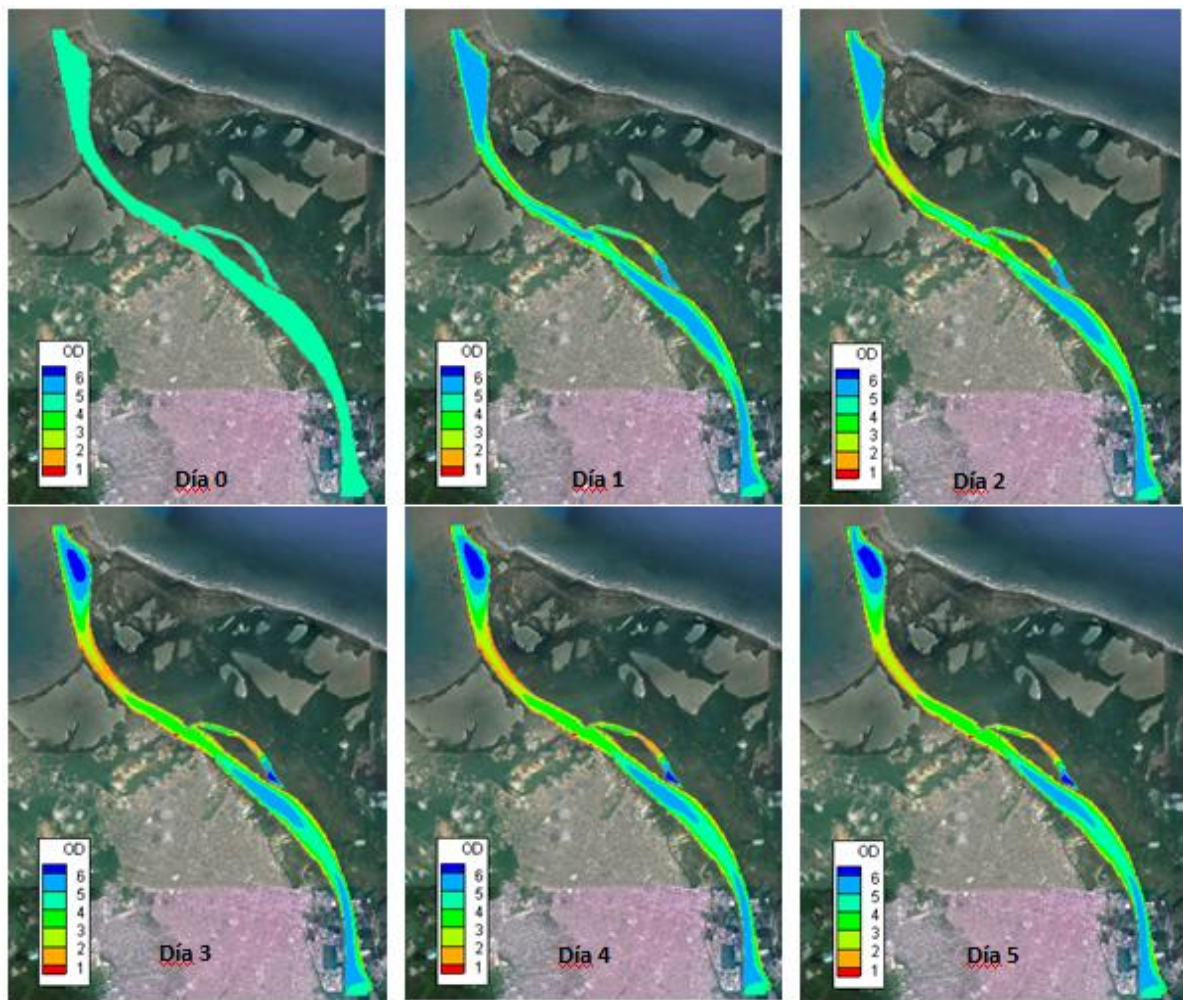


Figura 44 Simulación de oxígeno disuelto

En la figura 47 se observa el comportamiento generalizado de buenos niveles de oxígeno disuelto y se percibe como en las orillas va disminuyendo por las mezclas con descargas, la presencia de concentraciones de nutrientes y evolución de fitoplancton, este es un comportamiento típico del OD, y al presentarse condiciones de emergencia no se ve alterado su comportamiento y niveles óptimos en el río.

9.3.2.3 Simulación de Demanda Biológica de oxígeno

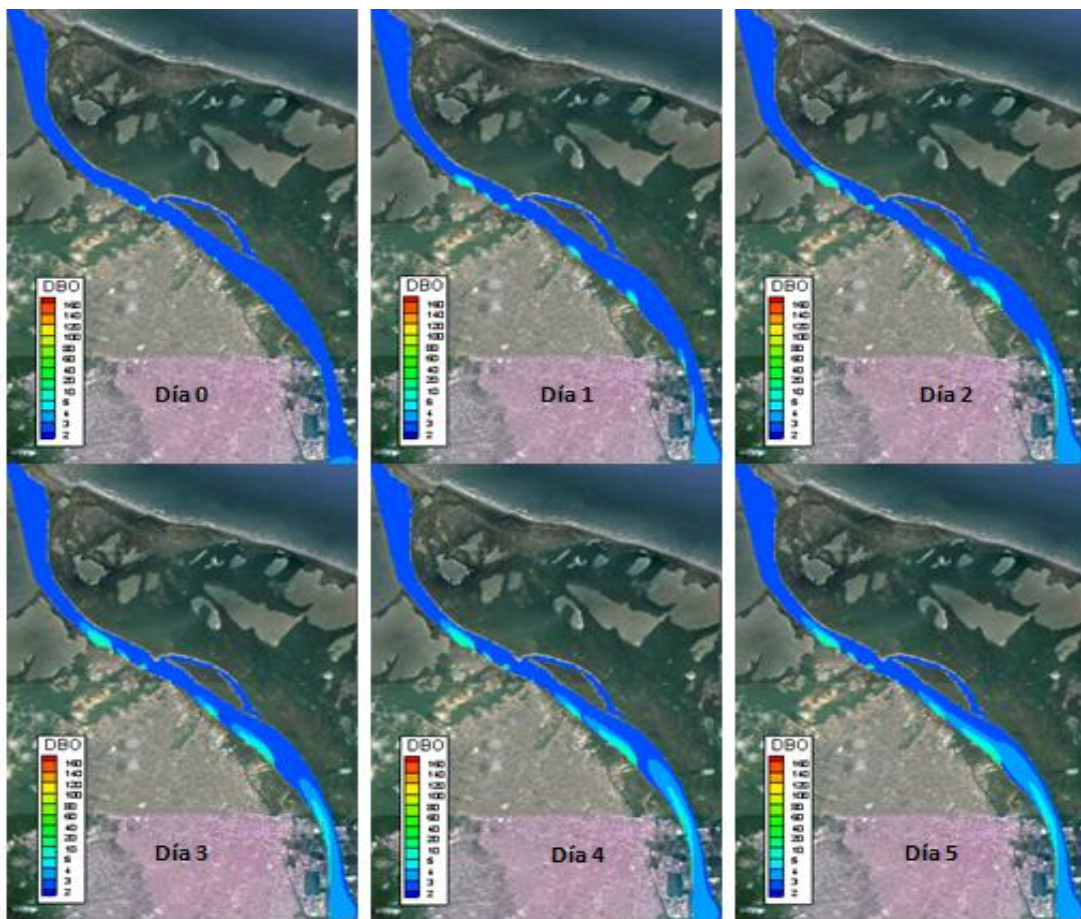


Figura 45 Simulación de Demanda Biologica de Oxigeno

El comportamiento presentado en la figura 48 representa la dispersión de la materia orgánica presente en el río, afectada por las descargas ingresadas, se observa que en los 5 días la dispersión de la materia orgánica evoluciona lentamente y logra su total dispersión aun con los niveles incrementados para este escenario de emergencia.

9.3.2.4 *Simulación de Sólidos suspendidos totales*

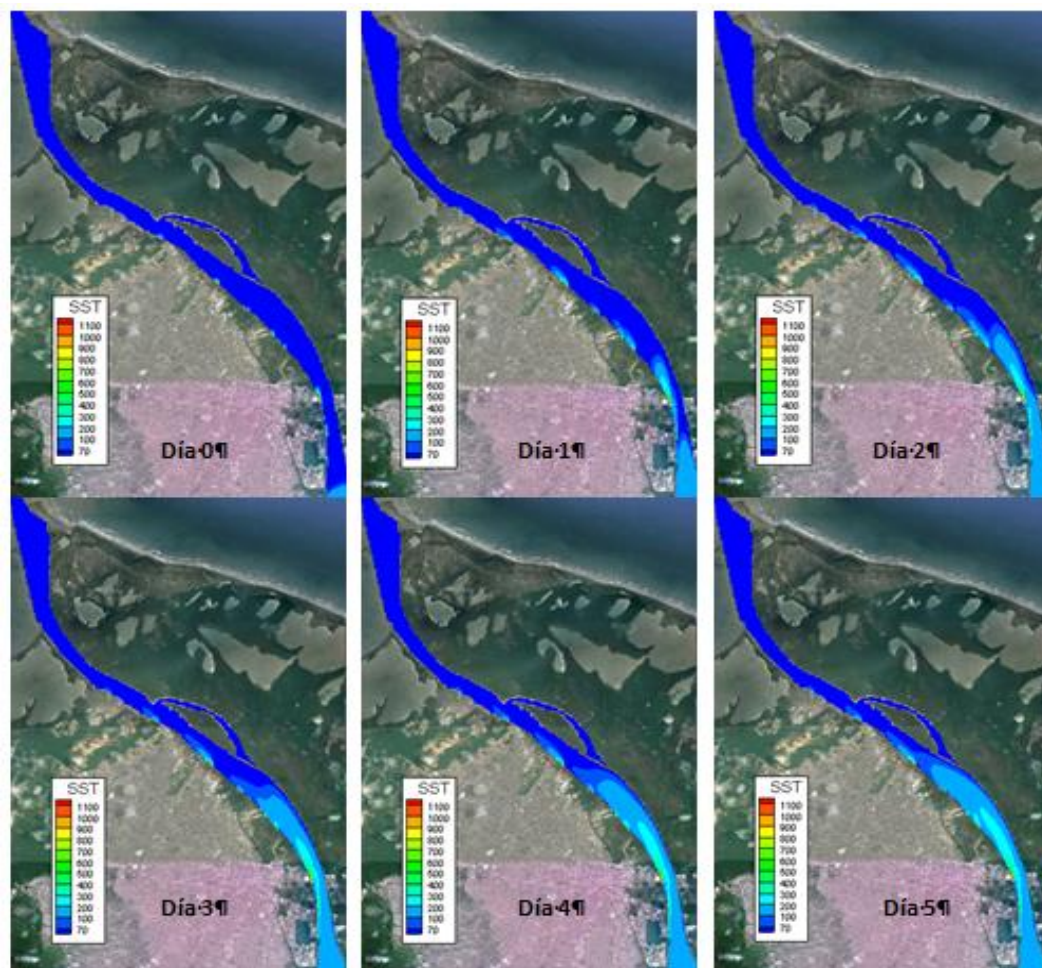


Figura 46 Simulación de Sólidos Suspendidos Totales

Las concentraciones de SST propias del río son alteradas por la entrada de vertimientos y por la corriente con resuspensión de sedimento, se observa claramente como la dispersión del río hace variar las concentraciones en extremo, desde 1000 mg/L hasta la concentración general del río.

Se puede observar que en la figura 49 las descargas altas no afectan en gran cantidad la zona aguas abajo en el tiempo de 5 días esto puede atribuirse a la tasa de deposición de la partículas.

9.3.2.5 Simulación de Nitrógenos.

Para la simulación de nitrógenos se escogieron los nitratos y el nitrógeno amoniacal por ser los compuestos de nitrógeno más representativos de las descargas de las industrias estudiadas. Los datos simulados corresponden a valores que de acuerdo a la literatura son característicos para las actividades industriales que se presentan en la zona de estudio.

9.3.2.5.1 Simulación de Nitratos

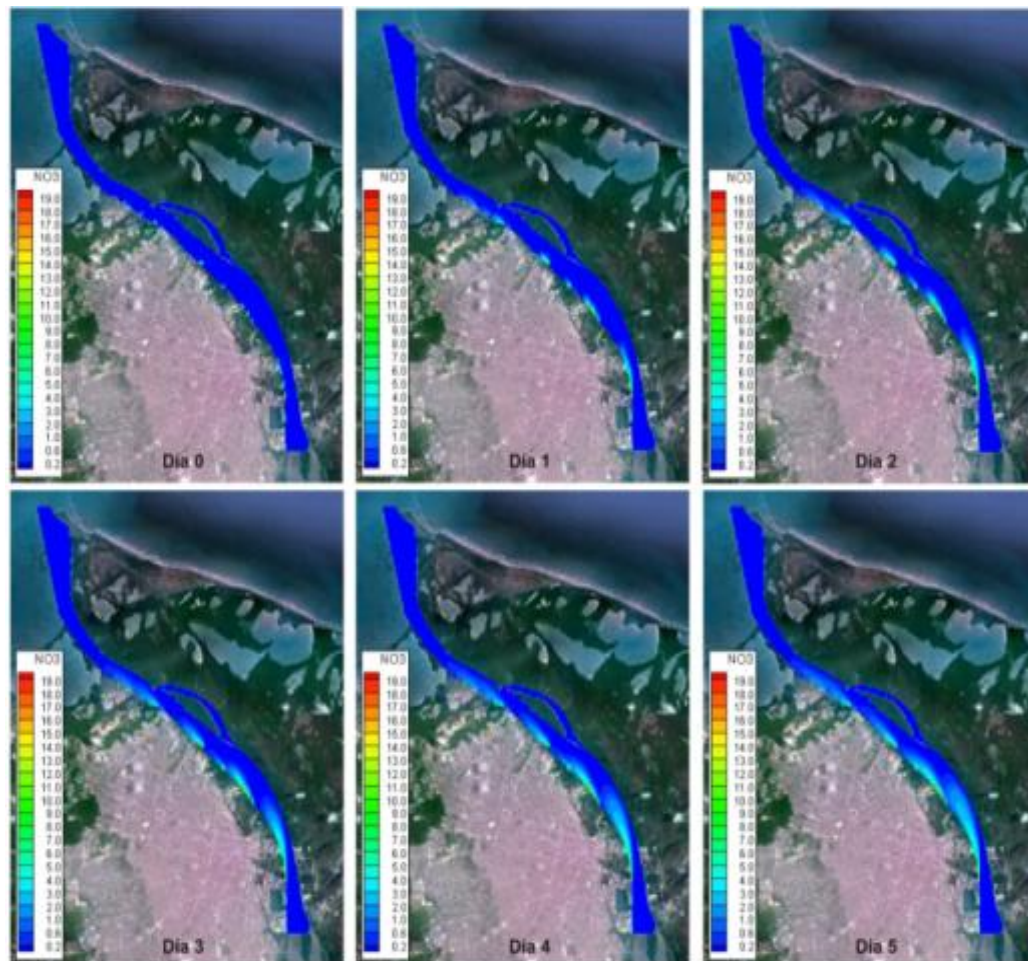


Figura 47 Simulación de Nitratos

En la figura 50 se aprecian descargas puntuales ubicadas en la margen izquierda del tramo, cuyos valores de nitratos han sido incrementados para representar una situación de emergencia, observándose el comportamiento del nitrato en el tramo de estudio con condiciones muy por encima de lo que las industrias de la zona vierten normalmente. Las mayores concentraciones se aprecian en la zona de las descargas industriales y van disminuyendo conforme se dispersan en el río, comprobando que aún con los incrementos en las descargas, el río las asimila bien y mantiene concentraciones óptimas de calidad de agua.

9.3.2.5.2 Simulación de Nitrógeno amoniacal

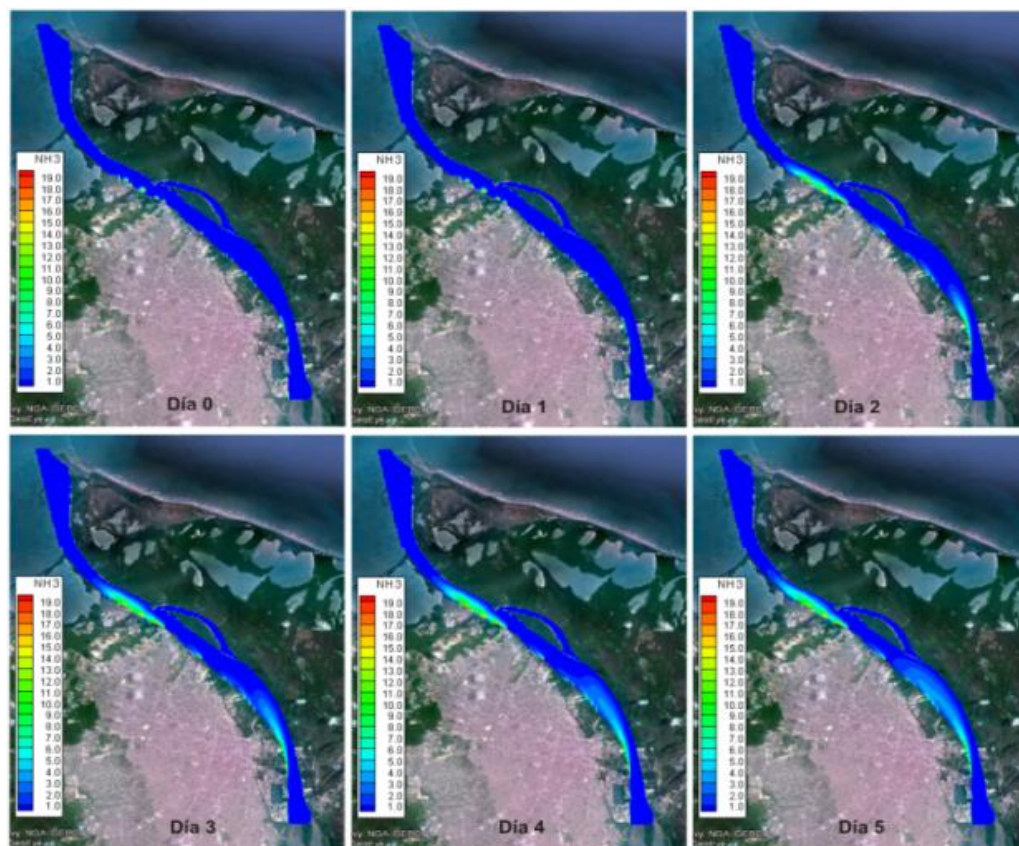


Figura 48 Simulación de nitrógeno amoniacal

La simulación de nitrógeno amoniacal para este escenario se realizó igualmente, considerando incrementos en los valores normales de las descargas de las industrias, en la figura 51 se puede apreciar la simulación de este contaminante, las plumas focales que produce y como lentamente se van dispersando en el río para luego alcanzar una estabilidad y una buena calidad de agua, demostrando la capacidad de amortiguamiento que tiene el río aunque se den situaciones de emergencia.

9.3.3 Calibración y validación de la simulación de calidad de agua

Consistió en la verificación del modelo con mediciones obtenidas en sitio, para lo cual se contrastaron los datos simulados por el modelo y los obtenidos en la campaña de monitoreo en el río. Los datos tomados del modelo se obtuvieron al extraer puntos discretos realizando un perfil en la parte central del río a lo largo del tramo de estudio como se puede observar en la Figura 49:

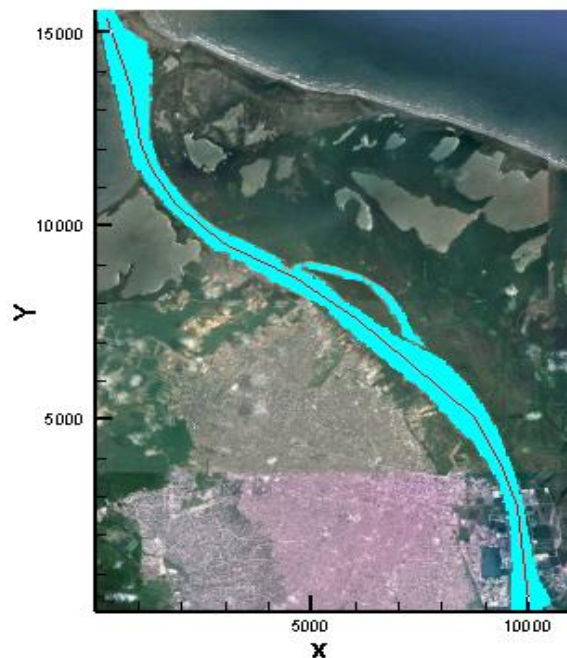


Figura 49 Perfil central del río Magdalena.

En esta etapa del proceso, se realizaron ajustes de parámetros que intervienen en el transporte de contaminantes, tales como los coeficientes de dispersión (Ec. 28) y las constantes de reacción y decaimiento incluidas en los términos de reacción de cada parámetro modelado.

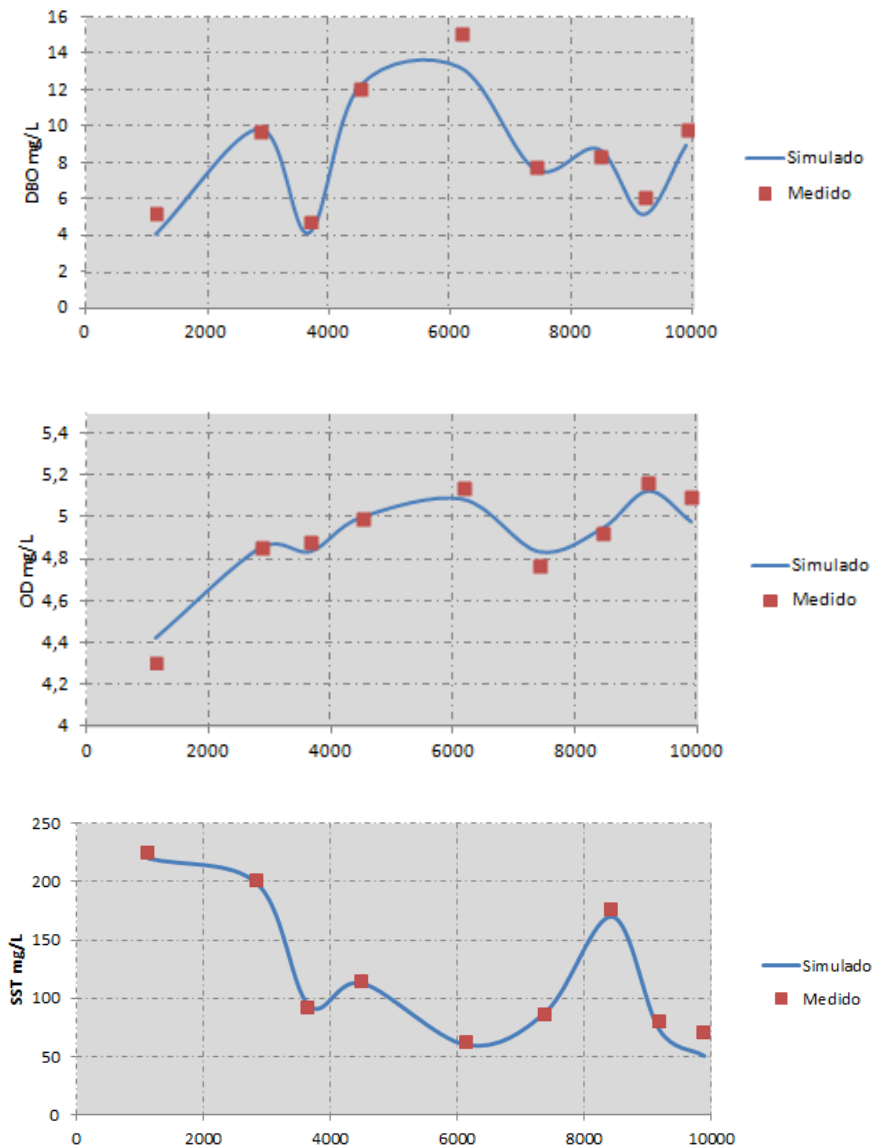


Figura 50 Calibración del modelo. Comparación de DBO, OD y SST medido y calculado

En la Figura 50 se muestra la comparación entre los datos medidos y los simulados (cada punto representa una estación de medición y la línea continua el resultado del modelo), para los valores de SSt, DBO y OD ya que se cuenta con información verídica de estos parámetros proporcionada por cada empresa a la autoridad ambiental correspondiente; después de la aplicación de la eficiencia de Nash-Sutcliffe (Ec. 38) para la obtención del valor de R^2 se obtuvo un resultado de 0,9832, 0,9163 y 0,9236 para los datos arrojados de SST, DBO y OD respectivamente, demostrando una muy buena correlación y ajuste entre los datos simulados y los observados, lo que permite dar un diagnóstico apropiado y apegado a la realidad del transporte y distribución de la concentración de contaminantes en este tramo del río Magdalena.

10. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Con la realización de este proyecto, se obtiene una herramienta actualizada y veraz que permite simular las condiciones hidrodinámicas y de calidad de agua del río Magdalena en su último tramo, donde presenta una compleja hidrodinámica. Por lo cual, fue necesario implementar un modelo robusto y bien fundamentado para tener en cuenta todas las variables asociadas al comportamiento de éste, como la variación de la marea, su forma irregular, entre otros. El modelo ANAITE/2D, que trabaja en estado completamente dinámico, mostró capacidad para manejar este tipo de condiciones de frontera y forzantes, representando apropiadamente la hidrodinámica en este tramo del río.

Asimismo, el modelo se adaptó apropiadamente a las condiciones de la zona estudiada para el transporte de contaminantes, el cual se calibró y validó comparando los datos calculados por el modelo con los datos obtenidos de la campaña de medición, además se usaron los datos para verificar la información de manera estadística usando la ecuación de eficiencia de Nash-Sutcliffe. Esto demuestra que se está implementando una herramienta ajustada a la realidad para evaluar las condiciones ambientales y de calidad del agua en este tramo del río. Permitiendo plantear diferentes escenarios para estudiar el comportamiento y la dispersión de los contaminantes bajo diferentes condiciones de descarga.

Aunque el río Magdalena a lo largo de su recorrido y particularmente en la zona industrial estudiada, recibe numerosas descargas de diferentes tipos, es tanta la capacidad de asimilación que éste posee, debido al caudal que maneja, su gran ancho y otras características, que puede asimilar los contaminantes vertidos en él.

La zona de estudio registra altas concentraciones de algunos parámetros tales como sólidos suspendidos, sin embargo mantiene una buena concentración de oxígeno disuelto, indicio de un importante proceso de mezclado. Estos datos revelan una

condición hidrológica alterada por la cargada actividad humana e industrial, pero a su vez manifiesta la alta capacidad de asimilación y mezcla que posee este importante río.

La simulación que se realizó en condiciones de emergencia, permitió pronosticar el grado de asimilación y el comportamiento del cuerpo de agua ante un evento inesperado de altas concentraciones, con respecto a los valores que las industrias del área de influencia han reportado ante la autoridad ambiental competente. Bajo el escenario de emergencia el río Magdalena logro la asimilación de los contaminantes, mostrando una apropiada dispersión y capacidad amortiguadora.

Por último, el estudio del escenario real de descarga de contaminantes, permitió obtener resultados e información que soporta la toma de decisiones y que puede ser el punto de partida para adoptar medidas de mitigación y control ambiental para la adecuada gestión del río, este a su vez permite ser una línea base para posteriores simulaciones y creaciones de diversos escenarios hipotéticos que puedan generar conocimiento y planes de emergencia para la gestión del río.

10.1 Recomendaciones

Se corroboró que la disponibilidad de información es fundamental para el desarrollo de este tipo de estudios. En Colombia y especialmente en la región caribe se presentan dificultades para obtener información básica, puesto que hay carencia de información válida para la comparación de los resultados obtenidos, y en otros casos poca disponibilidad de la información existente, que depende de las instituciones encargadas de monitorear y controlar el cuerpo de agua, las cuales ponen obstáculos para su difusión a otras instituciones o público general. Este trabajo no fue la excepción a esta problemática y se requirió de perseverancia por parte de los autores del mismo, en la búsqueda y obtención de la información necesaria para alimentar el modelo utilizado.

BIBLIOGRAFÍA

- Alvarado M., Anaya H., Castro R., Castro G., Caicedo J., Corredor H., Escudero A., Lora E., Mantilla J., Roa G. y Vargas G. (2008). Río Magdalena, navegación marítima y fluvial (1986-2009). Ed. Uninorte, Barranquilla, Colombia.
- Andrade, A. (2004), Lineamientos para la aplicación del enfoque ecosistémico a la gestión integral del recurso hídrico, México, Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente – PNUMA – Oficina regional para América Latina y el Caribe. 110p.
- Bertalanffy Von, L. (1976). Teoría General de los Sistemas. Editorial Fondo de Cultura Económica. México.
- Bird B., Stewart W., Lighthfoot E. (1983). Fenómenos de transportes, 2da edición, Limusa Wiley.
- Bitar J. D y Camacho L. A. (2005). Implementación de un modelo de transporte de metales pesados en el Río Magdalena tramo Girardot-Honda. Universidad de Los Andes, Bogotá. Colombia.
- Brown y Barnwell, (1987) The Enhanced Stream Water Quality Model QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: Documentation and user's Manual, EPA/600/3- 87/039, U.S. Environmental Protection Agency.
- Caicedo J, Lora E, (2006). Modelación física y matemática en el IDEHA.
- Camacho L., DíazGranados M. (2003). Metodología para la obtención de un modelo predictivo de transporte de solutos y de calidad del agua en ríos – caso río Bogotá. Seminario internacional de la hidroinformática en la gestión integrada de los recursos hídricos.
- Castillo J, Espinoza C. (2005). Modelo de simulación para la calidad de agua en un río.

- Casulli, V. (1990). Semi-implicit finite difference methods for the twodimensional shallow water flow. Journal of Computational Physics.
- CCMCEOSB and WSTB (Committee on the Causes and Management of Coastal Eutrophication Ocean Studies Board and Water Science Technology Board). (2000). Clean Coastal Waters. Understanding and Reducing the Effects of Nutrient Pollution. Washington, D.C. U.S.A: National Academy Press.
- Chapra, S. C., (1997). Surface water quality modeling. Ed Mc Graw Hill, University of Colorado at Boulder, United States.
- Chen, X. (2007). A laterally averaged two-dimensional trajectory model for estimating transport time scales in the Alafia River estuary, Florida. Estuarine, Coastal and Shelf Science.
- CIOH, (2010). Climatología De Los Principales Puertos Del Caribe Colombiano, <http://www.cioh.org.co/meteorologia/Climatologia/Climatologia%20Barranquilla.pdf>
- Cormagdalena, (2007). Plan de Manejo De la Cuenca Del Río Magdalena-Cauca II Fase
- CORMAGDALENA-IDEAM 2001, *Estudio ambiental de la cuenca Magdalena-Cauca y elementos para su ordenamiento territorial. Informe final*, Bogotá,.
- Di Lorenzo, E., Moore, A.M., Arango, H.G., Cornuelle, B.D., Miller, A.J., Powell, B., Chua, B.S., Bennett, A.F. (2007). Weak and strong constraint data assimilation in the inverse Regional Ocean Modeling System (ROMS): Development and application for a baroclinic coastal upwelling system. Ocean Modelling. 16. 160 – 187.
- Dominguez E. (2007). Nociones Fundamentales de la Modelación Matemática. Recuperado el 2007 de Modelación Matemática. Una Introducción al Método: <http://mathmodelling.googlepages.com>.
- Dominguez, E. (2000). Protocolo para la modelación matemática de procesos hidrológicos. Meteorol. Colomb. 2:33-38. ISSN 0124 - 6984. Bogotá, D.C. – Colombia

- Escudero A. (2005). Aspectos Ambientales en Ingeniería de Ríos. Encuentros Ambientales 2005. Universidad del Norte. Barranquilla.
- Estrela, T (1992) Modelos matemáticos para la evaluación de recursos hídricos. Centro de estudios hidrográficos – Madrid: Centro de estudios y experimentación de obras públicas, Gabinete de formación y documentación.
- Fischer H. B., List J. E., Koh C. R., Imberger J. Brooks, N. H. (1979), Mixing in Inland and Coastal Waters, Academic Press, New York.
- Frick, W.E., Khangaonkar, T., Sigleo, A. C., Yang, Z. (2007). Estuarine - ocean exchange in a North Pacific estuary: Comparison of steady state and dynamic models. Estuarine, Coastal and Shelf Science.
- Garcés, J (2011) Paradigmas del conocimiento y sistemas de gestión de los recursos hídricos: La gestión integrada de cuencas hidrográficas Revista Virtual REDESMA marzo 2011 Vol. 5.
- García, A. (2004). Desarrollo de un modelo tridimensional para la determinación del transporte de sustancias en estuarios y zonas someras. Tesis Doctoral. Universidad de Cantabria, Santander.
- Gordon N., McMahon T., Finlayson B., Gippel C. y Nathan R. (2004). Stream Hydrology: An Introduction for Ecologists. John Wiley & Sons, USA. 443 p.
- Grifoll, M., Fontán, A., Ferrer, L., Mader, J., González, M., Espino, M. (2009). 3D hydrodynamic characterisation of a meso-tidal harbour: The case of Bilbao (northern Spain). Coastal Engineering. 56. 907 – 918.
- Gross, E. S., Koseff, J. R., Monismith, S.G. (1999). Evaluation of advective schemes for estuarine salinity simulations. Journal of Hydraulic Engineering.
- Holguín, J; Velez C; Galvis, A; Ramirez, C; Baena, L; Duque, A; (2007). Implementación de un modelo dinámico para el estudio de la calidad del agua en el río cauca.
- http://www.ciccp.es/biblio_digital/lcitema_III/congreso/pdf/030302.pdf

- Huang, H., Chen, C., Blanton, J. O., Andrade, F.A. (2008). A numerical study of tidal asymmetry in Okatee Creek, South Carolina. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 78. 190 – 202.
- Huang, W. (2007). Hydrodynamic modeling of flushing time in a small estuary of North Bay, Florida, USA. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 74. 722 – 731.
- James, A. (1993), *An Introduction to Water Quality Modeling*. 2° Ed., John Wiley & Sons, New York.
- Khandan N. N. (2002). *Modeling Tools for Environmental Engineers and Scientists*. CRC Press LLC, Florida.
- Lanerolle, L. W. J., Tomlinson, M. C., Gross, T. F. a, Aikman III, F., Stumpf, R.P., Kirkpatrick, G. J., Pederson, B. A. (2006). Numerical investigation of the effects of upwelling on harmful algal blooms off the west Florida coast. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 70. 599
- LEFF, E. Ezcurra, E. Pisanty, I. Romero, P. (2002), *Más allá del desarrollo sostenible: La construcción de una racionalidad ambiental para la sustentabilidad: Una visión desde América Latina*. En: LEFF, E. et al. (Eds.) *La transición hacia el desarrollo sustentable. Perspectivas de América Latina y el Caribe*. México. Instituto Nacional de Ecología (INE), Universidad Autónoma Metropolitana (UAM) y Programa de Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUMA). pp. 15 – 34.
- Liang B. C., Li H. J. Lee D. Y. (2006). Numerical study of wave effects on surface wind stress and surface mixing length by three-dimensional circulation modelling. *Journal of Hydrodynamics*. Ser.B. 18 (4). 397 – 404.
- Liu, W.C., Chen, W.B., Kuo, J.T., Wu, C. (2008). Numerical determination of residence time and age in a partially mixed estuary using threedimensional hydrodynamic model. *Continental Shelf Research*. 28. 1068 – 1088.

- López J.A; Alemany V.E; Alberola M. C y Solano J.M. (2003). Metodología para la calibración de modelos de calidad de agua. Revista ingeniería del agua vol 10 N°. 4. Diciembre 2003. España.
- Manson, J. R., Wallis, S. G. (1999). Conservative semi-lagrangian algorithm for pollutant transport in rivers. Journal of Environmental Engineering.
- Marinov, D., Norro, A., Zaldivar, J.M. (2006). Application of COHERENS model for hydrodynamic investigation of Sacca di Goro coastal lagoon (Italian Adriatic Sea shore). Ecological Modelling. 193. 52 – 68.
- Martín y Marzal, (2000). Modelación de la calidad del agua, Universidad politécnica de Valencia.
- Mateos, E., Marinone, S.G., Parés-Sierra, A. (2009). Towards the numerical simulation of the summer circulation in Todos Santos Bay, Ensenada, B.C. Mexico. Ocean Modelling. 27. 107 – 112.
- Molnar, P. (2011). "Calibration". Watershed Modelling, SS 2011. Institute of Environmental Engineering, Chair of Hydrology and Water Resources Management, ETH Zürich. Switzerland.
- Murillo J, Brufau P., García-Navarro P., Rodríguez M., Andrés A., (2008). Aplicación del modelo bidimensional GUAD-2D para la determinación de zonas inundables en el T. M. de Fraga (Huesca)", Universidad de Zaragoza e INCLAM, S. A.
- Oey, L. Y. (2005). A wetting and drying scheme for POM. Ocean Modelling. 9. 133 – 150.
- Orlob G. (1983). Mathematical modeling of water quality: streams, lakes, and reservoirs,. International Institute for Applied Systems Analysis Wiley
- Petroni R. (2005). Hidráulica marítima y de estuarios, Ed. Dunken.
- Pietrzak, J., Jakobson, J.B., Burchard, H., Vested, h. J., Petersen, O. (2002). A three-dimensional hydrostatic model for coastal and ocean modelling using a

generalised topography following co-ordinate system. *Ocean Modelling*. 4. 173 – 205.

- Pringle, J. M. (2006) Sources of variability in Gulf of Maine circulation, and the observations needed to model it. *Deep-Sea Research II*. 53. 2457 – 2476.
- Reichert P. (2001). River water quality model N° 1, IWA Task Group on River Water Quality Modelling, IWA Publishing, Cornwall, UK.
- Restrepo I, Sánchez L, Galvis A, Rojas J y Janeth I. (2007). Avances en investigación y desarrollo en agua y saneamiento para el cumplimiento de las metas del milenio. Universidad del Valle.
- Reynolds, O. (1895) On the dynamical theory of incompressible viscous fluids and the determination of the criterion, *Philos. Trans. Roy. Soc., London*, Vol. 186 pp. 123-164.
- Ribbe, J., Wolff, J.O., Staneva, J., Gräwe, U. (2008). Assessing water renewal time scales for marine environments from three-dimensional modelling: A case study for Hervey Bay, Australia. *Environmental Modelling & Software*. 23. 1217 – 1228.
- Ruiz-Villarreal, M., Montero, P., Taboada, J. J., Prego, R., Leitão P. C., Pérez-Villar, V. (2002). Hydrodynamic Model Study of the Ria de Pontevedra Under Estuarine Conditions. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 54. 101 – 113.
- Rykiel, E.J. Jr. (1996). Testing ecological models: the meaning of validation. *Ecological Modeling*. 90. 229 – 244.
- Sámano, M (2011). Desarrollo e integración de modelos numéricos de calidad del agua en un sistema de información geográfica. Tesis doctoral Universidad de Cantabria.
- Sankaranarayanan, S. (2005). A 3D boundary-fitted barotropic hydrodynamic model for the New York Harbor region. *Continental Shelf Research*.
- Sankaranarayanan, S. (2007). Modeling the tide and wind-induced circulation in Buzzards Bay. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*.

- Sankaranarayanan, S., French McCay, D. (2003). Application of a twodimensional depth-averaged hydrodynamic tidal model. Ocean Engineering.
- Schnoor, J. (1987) Environmental modeling: fate and transport of pollutants in water, air, and soil. Wiley & Sons.
- Shchepetkin, A.F., McWilliams, J.C. (2005). The regional oceanic modeling system (ROMS): a split-explicit, free-surface, topography-following coordinate oceanic model. Ocean Modelling. 9. 347 – 404.
- Shore, J.A., (2009). Modelling the circulation and exchange of Kingston Basin and Lake Ontario with FVCOM. Ocean Modelling.
- Silva, M., Araujo, M., Servain, J., Penven, P., Lentini C.A.D. (2009). Highresolution regional ocean dynamics simulation in the southwestern tropical Atlantic. Ocean Modelling. 30. 256 – 269.
- Sotelo, Gilberto.(1977). Hidráulica General: fundamentos. México: Limusa.
- Steup, Matthias, (2010). Epistemología, Stanford Encyclopedia of Philosophy.
- Stewart J. (2009). Cálculo de una variable: Trascendentes tempranas. Cengage Learning Editores. 763 pag, México D.F.
- Suh, S.W. (2006). A hybrid approach to particle tracking and Eulerian – Lagrangian models in the simulation of coastal dispersion. Environmental Modelling and Software.
- Tennekes H, Lumley J. (1972). A First Course in Turbulence. MIT Press.
- Thomann, R.V. (1998). The future “Golden Age” of predictive models for surface water quality and ecosystem management. Journal of Environmental Engineering, 124 (2), 94-103.
- Torres-Bejarano F., Ramírez H. and Rodríguez C. (2012). A Study Case of Hydrodynamics and Water Quality Modelling: Coatzacoalcas River, Mexico. In:

Hydrodynamics - Natural Water Bodies. Ed: InTech, p.49 – 66. ISBN: 978-953-307-893-9.

- Torres-Bejarano, F., Ramírez, H. (2007). El programa ANAITE para el estudio de la dinámica y la calidad del agua en cauces naturales con pendiente suave. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 23 (3) 115-127.
- Triple A (Sociedad de Acueducto, Alcantarillado y Aseo de Barranquilla). (2000). Avance del saneamiento de la ciudad de Barranquilla y experiencia en la operación de la laguna de oxidación El Pueblo. Asociación Colombiana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Tratamiento y uso de aguas residuales: una estrategia para el futuro del saneamiento. Cartagena de Indias, ACODAL, 2000. p.23.
- Umgiesser, G., Luyten, P.J., Carniel S., (2002). Exploring the thermal cycle of the Northern North Sea area using a 3-D circulation model: the example of PROVESS NNS station. *Journal of Sea Research*. 48. 271– 286.
- Ven Te Chow. (1994). *Hidráulica de Canales Abiertos*, McGraw-Hill Interamericana S.A. Santafé de Bogotá, Colombia.
- Vergel, Gustavo. (1997). *Metodología*. Editorial Unicosta, tercera edición, ISBN: 958-95533-0-3
- Wainwright M, Mulligan, *Environmental Modeling: Finding Simplicity in Complexity*. Chichester, England, John Wiley & Sons Ltd, 2004.
- Wang, L., Justic, D. (2009). A modelling study of the physical processes affecting the development of seasonal hypoxia over the inner Louisiana-Texas shelf: Circulation and stratification. *Continental Shelf Research*.
- Yang, Z., Khangaonkar, T. (2009) Modeling tidal circulation and stratification in Skagit River estuary using an unstructured grid ocean model. *Ocean Modelling*. 28. 34 – 49.
- Zhang, Q.Y. (2006). Comparison of two three-dimensional hydrodynamic modeling systems for coastal tidal motion. *Ocean Engineering*. 33. 137 – 151.

- Zhang, Y., Baptista, A. M. (2008). SELFE: A semi-implicit Eulerian– Lagrangian finite-element model for cross-scale ocean circulation. *Ocean Modelling*. 21. 71 – 96.
- Zigic, S., King, B. Lemckert, C. (2005). Modelling the two-dimensional flow between an estuary and lake connected by a bi-directional hydraulic structure. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*.